



**Escuela Politécnica
Superior - Huesca**
Universidad Zaragoza

**UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR - HUESCA
DEPARTAMENTO DE CIENCIAS AGRARIAS Y DEL MEDIO
NATURAL**

MODELIZACIÓN DE LA DESCOMPOSICIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA EN SUELOS DEL PIRINEO CENTRAL

Trabajo Fin de Máster

**Laura Marqués López
Diciembre 2013**

**Director:
Javier A. Aguirre de Juana**



ÍNDICE GENERAL

1. Resumen	9
2. Introducción.....	11
2.1. Degradación y sustentabilidad de la tierra	11
2.2. Cambios de uso en los agrosistemas de montaña	12
2.3. La hojarasca y la materia orgánica del suelo	14
2.4. Importancia agronómica de la materia orgánica.....	17
2.5. Transformación de la materia orgánica	18
2.6. Modelización de la descomposición de la materia orgánica.....	21
3. Objetivos	25
4. Localización y caracterización de la zona.....	27
4.1. Localización geográfica.....	27
4.2. Geología y geomorfología	28
4.3. Climatología.....	30
4.4. Vegetación	33
4.5. Uso actual del territorio	35
4.6. Edafología.....	36



5. Material y métodos	39
5.1. Antecedentes.....	39
5.2. Diseño experimental	39
5.3. Biomasa remanente	47
5.4. Modelos de ajuste de la descomposición	47
5.5. Tasas de descomposición de la hojarasca	51
5.6. Tratamiento estadístico	53
6. Resultados	53
6.1. Biomasa remanente	53
6.2. Modelos de ajuste de la descomposición	64
6.3. Tasas de descomposición de la hojarasca	78
7. Discusión	81
7.1. Biomasa remanente	81
7.2. Modelos de ajuste de la descomposición	83
7.3. Tasas de descomposición de la hojarasca	85
8. Conclusiones.....	89
9. Referencias bibliográficas.....	91
10. Agradecimientos	107



ANEJOS

Anejo I. Descripción y caracterización de los suelos de Fagen: Parcela de prado intensivo.

Anejo II. Descripción y caracterización de los suelos de Fagen: Parcela de pasto en uso.

Anejo III. Descripción y caracterización de los suelos de Fagen: Parcela de prado Extensivo.

Anejo IV. Descripción y caracterización de los suelos de Fagen: Parcela de pasto abandonado.

Anejo V. Clasificación de las especies vegetales de estudio.

Anejo VI. Esquema del diseño experimental del estudio.

Anejo VII. Comparación de las tasas de descomposición, k , de la hojarasca de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en diferentes ecosistemas.



INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Temperaturas (°C), precipitaciones (mm), evapotranspiraciones (mm), excedentes (mm) y déficits (mm) de la zona de estudio de Fragen.

Tabla 2. Caracterización de las parcelas de estudio

Tabla 3. Esquema de toma de muestras en las parcelas de estudio.

Tabla 4. Análisis de varianza para el porcentaje de biomasa remanente.

Tabla 5. Porcentaje de biomasa remanente tras un tiempo de exposición para los materiales vegetales y parcelas de estudio.

Tabla 6. Ecuaciones del modelo exponencial simple.

Tabla 7. Ecuaciones del modelo exponencial doble.

Tabla 8. Ecuaciones del modelo asintótico.

Tabla 9. Ecuaciones del modelo lineal.

Tabla 10. Ecuaciones del modelo cuadrático.

Tabla 11. Ecuaciones del modelo potencial.

Tabla 12. Ecuaciones del modelo Rovira y Rovira, 2010.

Tabla 13. Óptimo modelo de ajuste al proceso de descomposición de la hojarasca.

Tabla 14. Tasas de descomposición de la hojarasca obtenidas según el modelo exponencial simple.

Tabla 15. Tiempo de semi-descomposición calculado a partir de las tasas de descomposición relativas al modelo exponencial simple.



INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Degradación del suelo por efecto antrópico.

Figura 2. Mapa topográfico de Los Pirineos.

Figura 3. Fracciones constituyentes de la materia orgánica del suelo.

Figura 4. Esquema de los procesos de transformación de la materia orgánica.

Figura 5. Localización de término municipal de Fragen.

Figura 6. Mapa hipsométrico de la zona de estudio, Fragen.

Figura 7. Mapa geológico de España. Hoja nº 178, Broto.

Figura 8. Diagrama ombrotérmico de la zona de estudio de Fragen.

Figura 9. Mapa de vegetación de la zona de estudio, Fragen.

Figura 10. Mapa de ocupación del suelo de la zona de estudio, Fragen.

Figura 11. Vista de la parcela experimental de pasto en uso, Fragen.

Figura 12. Vista de la parcela experimental de prado extensivo, Fragen.

Figura 13. Vista de la parcela experimental de prado intensivo, Fragen.

Figura 14. Vista de la parcela experimental de pasto abandonado, Fragen.

Figura 15. Material vegetal de estudio.

Figura 16. Distribución espacial de las bolsas de nylon, según el diseño experimental.

Figura 17. Evolución de la cantidad de biomasa remanente para las tres hojarascas consideradas en la parcela de pasto en uso.



Figura 18. Evolución de la cantidad de biomasa remanente para las tres hojarasca consideradas en la parcela de prado extensivo.

Figura 19. Evolución de la cantidad de biomasa remanente para las tres hojarasca consideradas en la parcela de prado intensivo.

Figura 20. Evolución de la cantidad de biomasa remanente para las tres hojarasca consideradas en la parcela de pasto abandonado.

Figura 21. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela en el instante de tiempo $t = 1$ mes.

Figura 22. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela para el instante de tiempo $t = 3$ meses.

Figura 23. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela para el instante de tiempo $t = 6$ meses.

Figura 24. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela para el instante de tiempo $t = 12$ meses.

Figura 25. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de pasto en uso.

Figura 26. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de prado extensivo.

Figura 27. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de prado intensivo.

Figura 28. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de pasto abandonado.



“...Ellas – las hojas –, que se mueven con tanta arrogancia, tan alegres, vuelven a ser polvo de nuevo y caen, resignadas a la descomposición, a los pies del árbol, para producir alimento para las próximas generaciones de su clase, ¡y que se agiten de nuevo en lo alto!...”

HENRY D. THOREAU



Universidad Zaragoza

Modelización de la descomposición de la materia orgánica en suelos del Pirineo Central



1. RESUMEN

Los cambios en el uso del suelo pueden causar alteraciones en la composición de la vegetación, en los ciclos biogeoquímicos y en la estabilidad ecológica del ecosistema. En las regiones de montaña estos cambios pueden verse fomentados por la intensificación o el abandono de prados de siega o pastizales. La hojarasca constituye la fuente principal de circulación de materia orgánica, energía y nutrientes entre las plantas y el suelo. Por su parte, la descomposición de la materia orgánica es un mediador biológico de los procesos biogeoquímicos y controla el reciclado del carbono en el ecosistema y la disponibilidad de nutrientes. Desde esta perspectiva, el presente trabajo ha tratado de estudiar la dinámica de la descomposición de la materia orgánica en una zona perteneciente al Pirineo central español.

El área de estudio se ubica en el entorno de la localidad de Fragen, situada en el Valle de Broto, con una altitud media de 1100 msnm y un clima de carácter *mesotérmico húmedo*. Se seleccionaron cuatro parcelas experimentales, sometidas a diferente grado de intensificación de manejo: pasto en uso, prado de siega con manejo extensivo, prado de siega con manejo intensivo y pasto abandonado, asentadas sobre suelos caracterizados como *Cambisol areni-eutrico*, *Phaeozem síltico*, *Phaeozem háplico* y *Phaeozem calcárico* (FAO, 2006), respectivamente. En cada una de las parcelas de estudio se evaluaron tres tratamientos correspondientes a tres tipos de material vegetal: acículas de *Pinus sylvestris*, hojarasca de *Quercus cerrioides* y una mezcla de herbáceas consistente en dos especies de gramíneas: *Lolium perenne* y *Dactylis glomerata* y dos especies de leguminosas: *Lotus corniculatus* y *Trifolium repens*.

Para determinar la pérdida de peso a lo largo del tiempo se empleó el método de “litter bags”, introduciendo 5 gramos de material vegetal en bolsas de nylon y exponiéndolas sobre la superficie del suelo. Los muestreos se realizaron en los instantes de tiempo 1, 3, 6 y 12 meses, con diez repeticiones cada uno y por cada tipo de material, a excepción de para la mezcla de herbáceas, en la que se realizó un quinto muestreo a los 9 meses, de manera que se distribuyeron uniformemente 130 bolsas en cada parcela y 520 bolsas en el total de la zona de estudio.

Se midieron los porcentajes de biomasa remanente a lo largo del periodo anual de estudio y se evaluaron los efectos del tipo de material vegetal y la clase de parcela sobre la descomposición de la hojarasca. Los datos fueron tratados mediante un análisis de varianza (ANOVA) con un diseño factorial de tres vías y un test de



comparaciones múltiples (Tukey HDS). La biomasa remanente presentó diferencias significativas para los tres tipos de hojarasca, mostrándose porcentajes más elevados en las especies arbóreas que en la mezcla pratense, que oscilaron entre 64-74% para *P. sylvestris*, 74-80% para *Q. cerrroides*, y 29-33% para el conjunto de gramíneas y leguminosas. Las parcelas se asociaron en dos grupos: pastos y prados, de manera que el pasto en uso y el pasto abandonado presentaron una mayor proporción de biomasa remanente que los prados de siega, a lo largo del estudio.

El proceso de descomposición se ajustó mediante siete modelos matemáticos, con diversas características, que describen la pérdida de masa a lo largo del tiempo: modelo exponencial simple; modelo exponencial doble; modelo asintótico; modelo lineal; modelo cuadrático; modelo potencial; y modelo Rovira y Rovira, 2010. El ajuste se llevó a cabo a través de análisis de regresión no lineal, empleando el método iterativo de Marquardt. Los modelos propuestos presentaron índices de ajuste diferentes. Las especies *P. sylvestris*, *Q. cerrroides* y el conjunto de herbáceas, se ajustaron adecuadamente al modelo exponencial doble, al modelo asintótico y al modelo Rovira y Rovira, 2010, explicando entre un 78% y un 97% de la variación de la biomasa con el tiempo.

Se calcularon las tasas de descomposición de la hojarasca, considerando la constante, k , definida en el modelo exponencial simple decreciente, así como el tiempo necesario para que el contenido de biomasa sea reducido a la mitad, tiempo de semi-descomposición. Las tasas de descomposición de la hojarasca se muestran distintas según el tipo de material vegetal al que se hace referencia, siguiendo un orden creciente para *Q. cerrroides* ($k = 0.223-0.291 \text{ años}^{-1}$), *P. sylvestris* ($k = 0.247-0.384 \text{ años}^{-1}$), y las especies herbáceas ($k = 0.967-1.103 \text{ años}^{-1}$). Consecuente con los valores de velocidad de descomposición, los mayores tiempos de semidescomposición se manifestaron en la especie *Q. cerrroides* y los menores correspondieron a la hojarasca procedente de gramíneas y leguminosas.

De esta manera, el análisis de la evolución de la hojarasca y la materia orgánica en el perfil edáfico puede contribuir a entender las consecuencias de los cambios producidos en los usos del suelo por acción antrópica.



2. INTRODUCCIÓN

2.1. Degradación y sustentabilidad de la tierra

El suelo es un recurso natural que necesita de un período muy largo de tiempo para su formación y por tanto, es considerado como un recurso no renovable. De esta manera, el estado del sustrato edáfico resulta ser uno de los mejores indicadores de la degradación de la tierra (Stocking *et al.*, 2003), la cual representa el declive temporal o permanente de la capacidad actual y potencial de un suelo para producir, cuantitativa y/o cualitativamente, bienes y servicios (FAO/PNUMA/UNESCO, 1980). Dicha degradación no tiene lugar necesariamente de forma continua, sino que puede ocurrir en un período relativamente corto entre dos estados de equilibrio ecológico (Bienes *et al.*, 2001), incluyendo procesos de erosión hídrica y eólica, disminución de la fertilidad, encostramiento, salinización y acidificación, compactación, reducción de carbono orgánico del suelo, descenso de la capa freática y pérdida de biodiversidad (RECONDES, 2007). Muchos de estos procesos tienen lugar de forma natural y, en lenguaje edafológico, pueden ser considerados procesos formadores del suelo, sin embargo, conducen a una degradación de la tierra cuando son acelerados o inducidos por la acción humana (Colomer y Sánchez, 2001). Entre las causas principales de la degradación del suelo se incluyen la sobre-explotación agrícola de las tierras y el uso de tierras con prácticas poco idóneas. Desde un punto de vista económico, la degradación de este recurso representa una amenaza a la sostenibilidad de la producción agrícola y requiere de cambios drásticos en los conceptos de manejo del suelo (Bienes *et al.*, 2001).

La figura 1 muestra una distribución de zonas con diferente grado de degradación del suelo por influencia humana, en España. Dicha información ha sido desarrollada a través del Proyecto de Evaluación de la Degradación de Tierras Áridas (LADA), iniciado en 2006 por la FAO, con el objetivo general de crear la base para el asesoramiento político sobre la degradación de la tierra a nivel mundial, nacional y local.

El Informe Bruntland (1987) de la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo definió el desarrollo sostenible (Jiménez *et al.*, 1998) como aquel que debe permitir satisfacer las necesidades y aspiraciones de la población actual, sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades, limitando la explotación de los recursos naturales mediante una gestión eficiente y organización social.

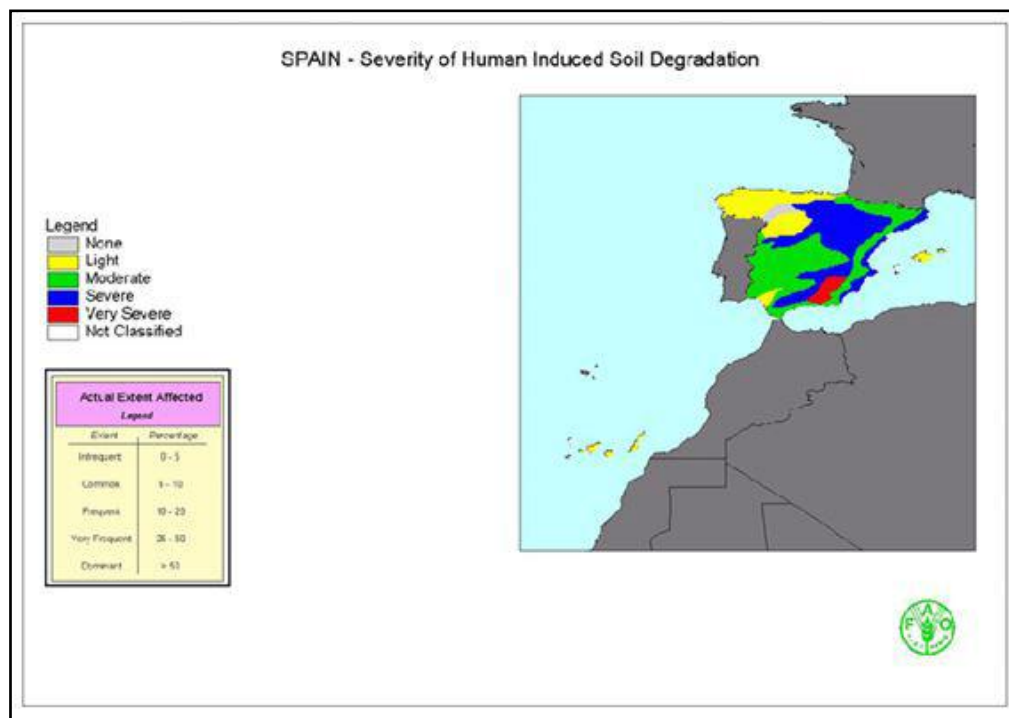


Figura 1. Degradación del suelo por efecto antrópico. FAO, 2004.

2.2. Cambios de uso en los agrosistemas de montaña

Los cambios en el uso del suelo son considerados como la principal causa de las modificaciones en la función y dinámica de los ecosistemas, así como en el patrón de paisaje en Europa (Meyer y Turner, 1994). Estos procesos provocan cambios duraderos no sólo en la composición y estructura de la vegetación, sino también en los procesos del ecosistema, tales como los ciclos biogeoquímicos y la estabilidad ecológica (Cernusca *et al.*, 1996; Tappeiner *et al.*, 1998).

Los ecosistemas de montaña ofrecen una gran variedad de productos y servicios importantes para los seres humanos, tales como alimentos, madera, agua dulce, protección frente a los riesgos naturales, almacenamiento de carbono y un conjunto de funciones para la recreación y el turismo (Messerli e Ives, 1997). Estos ecosistemas, sin embargo, son altamente sensibles a los cambios climáticos y de uso del suelo (Huber *et al.*, 2005; Bugmann *et al.*, 2007), por lo que es probable que la prestación de estos bienes y servicios ambientales se vea modificada en el futuro (Carpenter *et al.*, 2006; González *et al.*, 2010). Además, estos cambios en los procesos ecosistémicos pueden suponer un aumento de los riesgos potenciales, como torrentes, aludes y pendientes inestables (Cernusca *et al.*, 1998).



En las regiones montañosas de Europa, los problemas clave derivados de los cambios en el uso del suelo y el clima incluyen la marginación de las actividades económicas, tales como la producción agrícola y maderera (Soliva, 2007; Streifeneder *et al.*, 2007; Flury *et al.*, 2013), el aumento de los conflictos por el agua (Beniston, 2012), los cambios en la protección del valor de los bosques (Grêt-Regamey *et al.*, 2008) y la degradación del paisaje debido al abandono de la tierra o la intensificación del uso del suelo, con la correspondiente pérdida de biodiversidad (MacDonald *et al.*, 2000, Zimmermann *et al.*, 2010). Estos problemas suelen estar acompañados, además, por la emigración de los segmentos económicamente activos de la sociedad y el envejecimiento de la población local (Messerli *et al.*, 2011). Para hacer frente a estos desafíos, se necesita identificar estrategias de manejo de los usos del suelo (Huber *et al.*, 2013). Así pues, la gestión y las alternativas políticas que apoyan la provisión de bienes y servicios ambientales en estas regiones no sólo debe ser económica y ecológicamente eficiente (Groot *et al.*, 2010), sino también institucionalmente viable y socialmente aceptable (Beniston, 2003).

De entre las montañas europeas, es Pirineo Central muestra un uso de la tierra menos intensivo (Cernusca *et al.*, 1996) y se considera un modelo representativo del medioambiente de la alta montaña mediterránea (Figura 2). El perfil topográfico de las montañas del Pirineo se puede dividir en tres grandes partes: natural, intervenida-ganadera-forestal e intervenida-agrícola. Los pastos son entendidos como cualquier recurso vegetal que sirve de alimento al ganado, bien en pastoreo bien en forraje (Ferrer *et al.*, 2001). Los pastos de puerto se ubican sobre el nivel superior del bosque, en los pisos montano, subalpino y alpino del Pirineo y son aprovechados por los herbívoros, principalmente durante el periodo estival. Por debajo del límite forestal, en los fondos de valle y laderas próximas a los pueblos del piso montano y parte inferior del subalpino, se sitúan los prados (Fillat *et al.*, 2008). Se trata de comunidades vegetales siempre verdes y húmedas, producidas por el hombre y aprovechadas mediante la siega y el pastoreo (Ferrer *et al.*, 2001), pudiendo considerarse como cultivos naturales de hierba (Montserrat, 1987). Los pastos de puerto han sido explotados desde antaño, ligados a la práctica de la trashumancia al valle del Ebro. Sin embargo, la extensión del cultivo de los prados a lo largo del paisaje pirenaico es más reciente (Fillat, 2000). Los rebaños pueden crear riqueza o destruirla según el cuidado o el abandono al que, desde una sociedad sedentaria, las montañas sean relegadas (Montserrat, 2009). En los pueblos con ambiente ganadero, el hombre sabía gestionar de manera conjunta pastos y prados (Montserrat y Fillat, 1990).

El Inventario Forestal Nacional (2007) indica que la extensión máxima ocupada por labores agrícolas (incluyendo prados naturales y pastos) en España se alcanzó en el



año 1972 y representó un 44.8% del territorio. Posteriormente, el territorio agrícola ha ido variando año tras año, y consecuencia de los cambios en los modelos de uso del territorio, ha tenido lugar una pérdida importante en el contenido de materia orgánica. Los suelos bajo prados muestran una mayor sensibilidad a la gestión que los suelos forestales, siendo posible establecer que una reducción de la presión de pasto puede traducirse en una disminución del contenido de carbono del suelo (Rovira, 2001). Por lo tanto, la gestión de los pastos y los prados constituye una incertidumbre en términos de balance de carbono.



Figura 2. Mapa topográfico de Los Pirineos

2.3. La hojarasca y la materia orgánica del suelo

Dentro de la interacción suelo-planta, resulta de gran interés la caída de hojarasca (Duvigneaud, 1978), denominándose así al conjunto de órganos vegetales, a exclusión de raíces, y de restos animales que caen al suelo, procedentes de distintos estratos.

La hojarasca determina la estabilidad y el funcionamiento del ecosistema, pues constituye la fuente principal de circulación de materia orgánica, energía y nutrientes entre las plantas y el suelo. Su contenido depende del balance entre los procesos de acumulación y descomposición, lo cual está en buena parte determinado por la especie vegetal y su composición química. El material vegetal que entra en el suelo



está mayoritariamente compuesto por hojas, en porcentaje muy variable, pero en el rango del 70% al 80% del peso total, en la mayoría de los casos. Los componentes mayoritarios de una hoja senescente de especies leñosas son celulosas y hemicelulosas, lignina, proteínas y lípidos, ordenadas de mayor a menor abundancia, mientras que en el caso de especies herbáceas, la concentración de lignina suele ser baja, inferior al 3% normalmente.

La materia orgánica de los suelos se compone de biomasa vegetal senescente procedente de la parte aérea de la vegetación y raíces; de restos, deyecciones y secreciones de animales; de biomasa microbiana y de humus, constituido por sustancias resultantes de la alteración de productos sintetizados por las plantas y los microorganismos (Porta *et al.*, 2003). Así, la materia orgánica podría dividirse en dos grupos iniciales: materia orgánica “viva” y materia orgánica “no viva” (Figura 3). Esta segunda fracción constituye un porcentaje superior al 95% del total de la materia orgánica del suelo, contribuyendo en mayor medida a la estructura y fertilidad edáfica (Skjemstad *et al.*, 1998). Atendiendo a este grupo mayoritario, puede distinguirse la materia orgánica fresca, formada por restos de animales, plantas y microorganismos, los cuales no forman parte integral del suelo, de la materia orgánica transformada, que agrupa las sustancias no húmicas y las sustancias húmicas. La materia orgánica no húmica incluye sustancias cuyas características químicas resultan identificables, tales como glúcidos, proteínas, péptidos, aminoácidos, grasas, ceras, poliésteres y ácidos orgánicos de bajo peso molecular (Schnitzer, 1991). La mayoría de estas sustancias son fácilmente biodegradables por enzimas específicas, por lo que persistirán poco tiempo en el suelo. Las sustancias húmicas constituyen la fracción más activa de la materia orgánica de los suelos agrícolas. Son productos de la alteración de la materia orgánica por acción microbiana y por procesos abióticos, y forman parte integral del suelo.

El contenido de materia orgánica varía en gran medida de unos suelos a otros, y los factores que condicionan dicho contenido pueden citarse en: vegetación, clima, organismos edáficos que intervienen en la alteración de la materia orgánica y en su mezcla con la materia mineral, orientación del terreno, textura y estructura del suelo, drenaje, composición mineralógica de las arcillas y manejo de laboreo (Porta *et al.*, 2003; Plaster, 2000).



Figura 3. Fracciones constituyentes de la materia orgánica del suelo. Labrador, 2001.

Los tejidos vegetales vivos, que son los precursores mayoritarios de la materia orgánica en el suelo, presentan una constitución promedio de un 75% de agua y un 25% de materia seca, de la cual un 10% son compuestos minerales y el 90% restante corresponde a compuestos orgánicos. La biomasa se forma por carbono (C), secuestrado del CO₂ atmosférico por medio de la fotosíntesis, nitrógeno (N), reciclado en el suelo o fijado por organismos del suelo a partir de N₂ atmosférico, y fósforo (P), procedente de la materia orgánica y de los minerales del suelo. La materia orgánica fresca incorporada al suelo está constituida por once elementos principales: C, H, O, N, S, P, Ca, K, Mg, Mn, Na y Fe, y por micronutrientes que las plantas requieren en pequeñas cantidades (Porta *et al.*, 2003). La materia orgánica que se añade al suelo está compuesta por carbohidratos, en forma de monosacáridos o azúcares, y de polisacáridos, como la celulosa, la hemicelulosa y el almidón; compuestos fenólicos como la lignina y los taninos; compuestos nitrogenados, donde se diferencian proteínas y aminoácidos libres; lípidos, destacando las grasas, ceras y resinas; y otros componentes bioquímicos tales como ácidos orgánicos, pigmentos, hormonas o vitaminas.

La celulosa es un homopolisacárido lineal, no ramificado, constituido por cadenas de 1400 a 10000 unidades de β -glucosa; es un componente estructural de las paredes celulares y de las porciones leñosas. El almidón es un polisacárido de reserva, que aparece en forma de agrupaciones grandes o gránulos y sus enlaces favorecen una rápida degradación. Las hemicelulosas son polímeros lineales de xilosa ligados a unidades de ácidos urónicos. Tiene importancia por su papel estructural, al formar la



lámina media de la pared vegetal. La lignina es una macromolécula de naturaleza aromática, constituida por unidades de fenilpropano, y se encuentra en las plantas íntimamente asociada a polisacáridos estructurales. Forma parte de las paredes celulares de las plantas vasculares, a las que confiere rigidez. La complejidad de la estructura molecular de la lignina causa un retardo en su degradación, así como su unión mediante enlaces covalentes a la celulosa (Labrador, 2001). Los taninos son sustancias fenólicas que precipitan las proteínas e inhiben la descomposición de la materia orgánica.

La distribución de la materia orgánica en el perfil del suelo adopta patrones diversos según el ecosistema al que se refiera. En los bosques se suelen encontrar horizontes orgánicos que pueden llegar a alcanzar varios centímetros de espesor, estando formados por los aportes de hojas, ramas y troncos en diversos estados de biodegradación. En suelos de pradera permanente, la materia orgánica será aportada por las raíces dentro de la parte superior del suelo, lo que dará origen a un horizonte rico en materia orgánica (Porta *et al.*, 2003).

En la mayor parte de los ecosistemas naturales, la cantidad de materia orgánica existente en el suelo se mantiene aproximadamente constante de un año para otro, a pesar de las enormes aportaciones estacionales correspondientes a la caída de las hojas y otras partes de la planta (Burges, 1971). Se trata de una comunidad que presenta una estabilidad relativa respecto al ciclo orgánico, y en la cual las aportaciones están en equilibrio con lo mineralizado y lo extraído (Labrador, 2001). Sin embargo, en los sistemas agrícolas no existe tal estabilidad, pues el aporte de materia orgánica es discontinuo y depende de la acción antrópica.

2.4. Importancia agronómica de la materia orgánica

Las funciones del suelo se ven directamente afectadas por la cantidad y la calidad de la materia orgánica existente. La descomposición de la materia orgánica es un mediador biológico de los procesos biogeoquímicos y controla el reciclado del carbono en el ecosistema y la disponibilidad de nutrientes (Jenny *et al.*, 1949; Marschener, 1986; Jobbágy y Jackson, 2000; Berg y McLaugherty, 2003; Cebrian y Lartigue, 2004; Berg y Lawkowski, 2006; Manzoni *et al.*, 2010). Por esta razón, la materia orgánica se considera un constituyente y un indicador de la calidad del suelo, su desarrollo y su productividad (Larson y Pierce, 1994; Gregorich y Carter, 1997; Labrador, 2001;



Franzluebbers, 2002). En este contexto, los aportes de materia orgánica al suelo resultan críticos para el mantenimiento de la fertilidad edáfica a largo plazo.

La expresión agrológica de la fertilidad hace referencia a la capacidad de los suelos agrícolas para mantener de manera perdurable un nivel de producción estable y de calidad, conservando un estado de alta estabilidad frente a los procesos que implican su degradación, y todo ello dentro de una amplia gama de condiciones locales agroambientales, socioeconómicas y culturales (Labrador, 2001).

La importancia reconocida a la materia orgánica deriva de su intervención en procesos fundamentales del suelo, como son la formación y estabilización de los agregados; la capacidad de retención del agua disponible para las plantas; el drenaje del agua y el intercambio de gases; la regulación del pH; la absorción e intercambio catiónico; la regulación del estado óxido-reductor del medio; el suministro y reserva de energía y nutrientes; y la protección contra la degradación y la erosión.

De esta manera, la materia orgánica tiene incidencia sobre propiedades físicas, químicas, biológicas y da lugar a múltiples interacciones, condicionando el funcionamiento biogeoquímico de los ecosistemas, mejorando la capacidad de los suelos para soportar la producción de alimentos y biomasa, incidiendo sobre la fertilidad química, al almacenar nutrientes y hacerlos más disponibles para las plantas y sobre la fertilidad física, que proporciona un medio adecuado para el desarrollo óptimo de las especies, y contribuyendo a la sostenibilidad de los sistemas agrícolas (Porta *et al.*, 2003).

2.5. Transformaciones de la materia orgánica

La descomposición de la hojarasca implica la desaparición más o menos rápida de la materia prima vegetal, que en general se divide mecánicamente, es mezclada y enterrada con el suelo por la actividad de determinados organismos, y atacada rápidamente en este medio por hongos y bacterias (Labrador, 2001). Esta dinámica de la descomposición hace referencia al conjunto de procesos físicos y químicos involucrados en transformar la hojarasca en sus constituyentes químicos elementales. En último término, el proceso de descomposición de la hojarasca pretende conducir a la mineralización de los elementos nutritivos de forma que estos queden a disposición de los productores primarios (Gallardo, 2001). La figura 4 esquematiza estos procesos de transformación de la materia orgánica en el suelo.

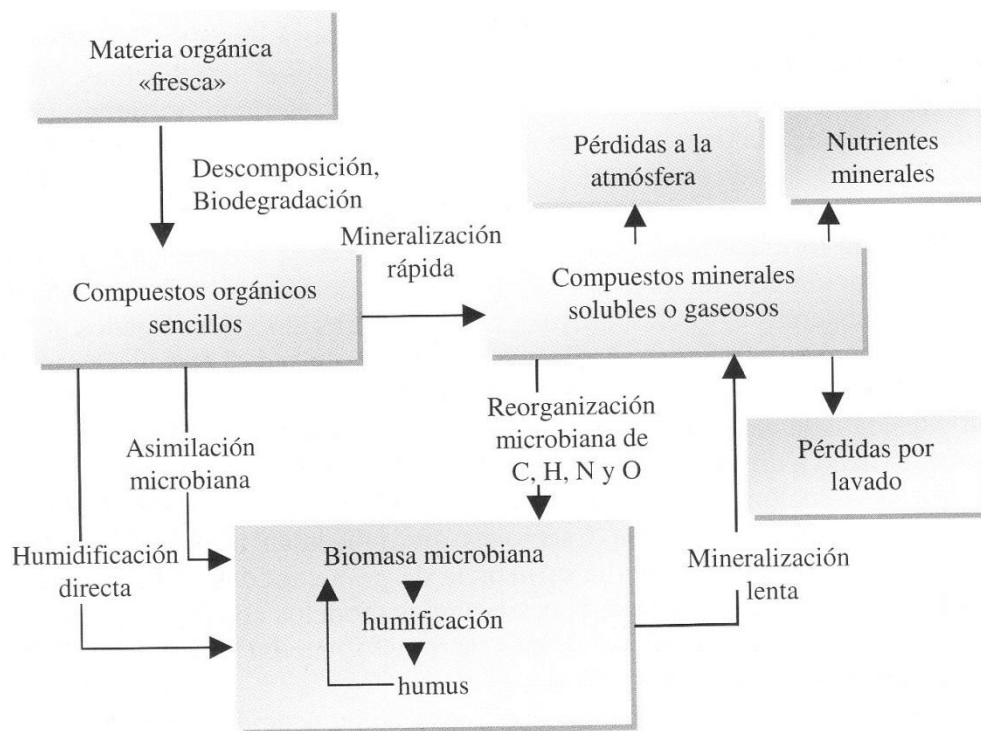


Figura 4. Esquema de los procesos de transformación de la materia orgánica en el suelo.
Labrador, 2001.

Se distinguen dos etapas que caracterizan el proceso de descomposición. En primer lugar, la hojarasca se rompe por acción de los detritívoros en pequeñas piezas, aumentando la relación superficie/volumen y facilitando el ataque posterior por lo microorganismos. Los restos vegetales se degradan hasta los componentes elementales de sus constituyentes básicos: hidratos de carbono, proteínas, ácidos orgánicos complejos, simplificándose la estructura. En segundo lugar, parte de estos compuestos sufren, por acción microbiana, un proceso de mineralización, pasando a formas inorgánicas, bien solubles (PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^-) o bien gaseosas (CO_2 , NH_4^+). Estos elementos pueden ser tomados por las plantas y los microorganismos, o salir del ecosistema, fundamentalmente hacia aguas subterráneas o hacia la atmósfera. Se produce una inmovilización temporal de nutrientes, fundamentalmente de nitrógeno, en la biomasa microbiana, para reincorporarse más adelante a los compuestos húmicos y quedando así, sujetos a la dinámica de los mismos dentro del suelo. La fracción de materia orgánica que no es mineralizada, es sometida a complejas reacciones químicas de resíntesis y polimerización, para dar lugar a las sustancias húmicas.



Considerando la primera etapa de la descomposición, que hace referencia a la biodegradación, es posible citar dos fases diferenciadas: una primera fase donde los componentes solubles y lábiles, relativamente fáciles de degradar, tales como hemicelulosas, azúcares, almidón y proteínas serán rápidamente utilizados por los descomponedores, y una segunda fase donde los materiales más recalcitrantes como la celulosa, lignina, ceras y grasas se perderán a velocidades más lentas (Miderman, 1968; Berg *et al.*, 1982; Rovira y Vallejo, 2002).

La descomposición de la materia orgánica genera una elevada demanda de N, ya que los hongos y bacterias que intervienen en su transformación tienen relaciones C/N mucho más bajas que la materia orgánica consumida. Por ello, la materia orgánica con altos contenidos en N se descompondrá más rápidamente, al favorecer el crecimiento microbiano (Cotrufo *et al.*, 2000). No obstante, esto es cierto para las primeras etapas del proceso, cuando la materia orgánica es lábil; en etapas posteriores, la concentración de lignina, por su carácter recalcitrante, será un mejor predictor de la tasa de descomposición (Berg, 2000).

Un conjunto de factores intervienen en el proceso de transformación de la materia orgánica en el suelo. Un primer factor es la naturaleza y el estado de los restos orgánicos, que puede ejercer acciones positivas o negativas sobre la actividad microbiana responsable de la transformación. Así, entre los factores positivos figuran la riqueza del nitrógeno del material vegetal y el contenido de compuestos hidrosolubles. Los factores negativos están relacionados con la cantidad de lípidos, resinas y ceras, así como un elevado contenido de lignina (Heal *et al.*, 1997). Un segundo factor incluye a los propios organismos implicados en el proceso. La población microbiana se encarga de descomponer y mineralizar los constituyentes de los restos orgánicos. Los macroorganismos actúan en la degradación de la materia orgánica, al fragmentar los residuos orgánicos y mezclarlos con los elementos minerales. Un tercer factor, que interviene de forma determinante sobre la génesis del suelo, es el clima. La lluvia influye sobre la producción primaria neta en relación con el incremento de los restos vegetales aportados, incrementando el contenido de agua del suelo, y, por tanto, la descomposición (Stuart-Chapin *et al.*, 2002). De forma similar, las altas temperaturas favorecen una alta producción primaria y descomposición (Skejmstad *et al.*, 1998). La aireación del terreno supone un cuarto factor, al comprobarse que bajo condiciones de mala aireación o anaerobiosis, sólo se produce la acumulación de los restos vegetales, siendo muy lenta su transformación. Un quinto factor es representado por la presencia de nutrientes disponibles para el crecimiento de la población microbiana. Las características minerales del suelo y su composición granulométrica influyen también en los procesos de mineralización. Así, es de destacar



el papel de la textura, pudiendo afirmar que los suelos arcillosos retienen más materia orgánica que los suelos arenosos. Otro factor importante depende de las interacciones de complejos órgano-minerales, que se encargan de la estabilización de la materia orgánica. Un octavo factor es el pH del suelo, que ejerciendo una acción directa sobre la humificación, afecta a la naturaleza de la población vegetal que el suelo sustenta. Valores extremos de este parámetro ralentizan la actividad biológica y, en consecuencia, el ritmo de transformación de la materia orgánica. El último factor a comentar se refiere a las actuaciones antrópicas sobre los suelos y su repercusión en la transformación de la materia orgánica. La intensificación de las labores y la incorporación de fertilizantes suponen invariablemente pérdidas de materia orgánica (Labrador, 2001)

Las variables que determinan el proceso de descomposición deben verse en un contexto general, como parte del ciclo de los nutrientes, para poder valorar el efecto sobre la disponibilidad de estos y por tanto, sobre la producción primaria del ecosistema. Las entradas y salidas del ecosistema marcan el nivel de nutrientes en escalas de tiempo largas. La circulación interna de nutrientes, en la que el proceso de descomposición juega el papel clave, marca la disponibilidad de los mismos a corto plazo (Gallardo, 2001).

2.6. Modelización de la descomposición de la materia orgánica

La materia orgánica contiene fracciones que presentan tiempos de evolución muy diferentes y está sometida a la influencia de gran cantidad de parámetros externos e internos. En el suelo, el contenido de materia orgánica puede semejar a un conjunto de compartimentos de carbono, degradándose a través de la biomasa microbiana de acuerdo con una cinética de primer orden, pero a diferentes velocidades (Stuart-Chapin *et al.*, 2002). En consecuencia, se hacen necesarios modelos complejos y multicompartimentales para representar los procesos de transformación y evolución en la forma en que se producen realmente en el suelo.

La velocidad o tasa de descomposición de la materia orgánica expresa el porcentaje de carbono orgánico inicial que se mineraliza en un periodo determinado, constituyendo un indicador de la actividad biológica en un medio dado. Las tasas de descomposición de la hojarasca están controladas por las condiciones ambientales, las características físicas y químicas del material vegetal y los organismos del suelo (Swift *et al.*, 1979; Lavelle *et al.*, 1993).



La modelización del proceso de descomposición de la materia orgánica tiene interés para caracterizar los cambios observados a lo largo del tiempo y poder realizar predicciones acerca de las pérdidas anuales esperables. Este análisis permite conocer la tasa de descomposición de la materia vegetal, así como planificar los aportes de materia orgánica a realizar en los agrosistemas, con vistas a mantener la sostenibilidad del mismo (Porta *et al.*, 2003).

El estudio de la dinámica de la materia orgánica a lo largo de las escalas geográficas ha sido abordado con diversos enfoques. Así pues, se han empleado modelos de regresión basados en estudios de litter-bags (Meentemeyer, 1978; Berg *et al.*, 1993; Trofymow *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2007) o en medidas de respiración del suelo (Lloyd y Taylor, 1994), modelos basados en los distintos compartimentos del carbono en el suelo (Parton *et al.*, 1987; Jenkinson, 1990) y modelos menos específicos de la dinámica del carbono en el suelo, usados para investigar la dinámica de la mineralización del nitrógeno (Manzoni y Porporato 2007; Parton *et al.*, 2007) o aplicados a la contabilidad del carbono (Kurz y Apps, 2006; Liski *et al.*, 2005) a la dinámica global de la vegetación (Sitch *et al.*, 2003) o a los sistemas de la Tierra (ESMs) (Jones *et al.*, 2005). Independientemente del enfoque, al desarrollar un modelo se debe partir de un buen conocimiento de los procesos de campo y los resultados ha de valorarse, para determinar el grado de error esperable en las predicciones (Porta, 2003). Los modelos de descomposición deben tener en cuenta diferencias cualitativas entre tipos de recursos y la necesidad de considerar las interacciones entre la calidad del material vegetal y las condiciones medioambientales (Hunt *et al.*, 1988).

Un gran número modelos computacionales tratan de simular los procesos producidos durante todas las fases de la descomposición de la hojarasca (Zhang *et al.*, 2008). Estos modelos de simulación difieren en grado de complejidad e información de partida requerida (Powlson *et al.*, 1996): CENTURY (Parton *et al.*, 1987); RothC (Coleman and Jenkinson, 1996); SOMM (Chertov y Komarovb, 1997); ROMUL (Chertov *et al.*, 2001; Komarov *et al.*, 2003); CANDY (Franko *et al.*, 1995); CBM-CFS2 (Kurz y Apps, 1999); DOCMOD (Currie y Aber, 1997); GENDEC (Moorhead y Reynolds, 1991); MBL-GEN (Rastetter *et al.*, 1991); FLDM (Zhang *et al.*, 2007) y Yasso (Liski *et al.*, 2005). Sin embargo, la mayoría de los investigadores ha buscado el empleo de modelos matemáticos que de una forma simple y directa expliquen el fenómeno de la descomposición y ajusten la biomasa remanente mediante funciones decrecientes. Estas ecuaciones son más sencillas que los modelos de simulación y permiten comparar las tasas obtenidas con las publicadas por otros autores. De esta manera, la modelización del proceso de descomposición a través de ajustes a



ecuaciones, puede proporcionar buenos resultados si el modelo ha sido diseñado para reflejar los mecanismos biológicos que resultan a lo largo de todo el proceso.

Se han propuesto un gran número de ecuaciones que implican diversas consideraciones. El primer enfoque fue el modelo exponencial simple (Jenny *et al.*, 1949; Olson, 1963), y es todavía el más extendido. Este modelo asume que la tasa de descomposición es constante a lo largo del tiempo, por lo que dinámicas de descomposición con una fuerte curvatura decreciente no pueden ajustarse adecuadamente al mismo. Atendiendo a las dos fases naturales de la dinámica de la descomposición, se plantea el modelo exponencial doble, que normalmente mejora el modelo exponencial simple y su empleo también ha sido amplio (Louisier y Parkinson, 1976; Hunt, 1977; Wieder, 1978; Gillon *et al.*, 1993; Rovira y Vallejo, 1997; 2000; Coûteaux *et al.*, 2001). De características similares es el modelo asintótico, que considerando también las dos fases del proceso de descomposición, asume que la degradación se estabilizará en torno a un valor mayor que cero (Howard y Howard, 1974; Louisier y Parkinson, 1976; Aponte *et al.*, 2012). Otros modelos son el modelo lineal (Lang, 1973; Howard y Howard, 1974; Grigal y McColl, 1977), el modelo cuadrático (Lang, 1973; Howard y Howard, 1974; Pal y Broadbent, 1975) y el modelo potencial (Van Cleve, 1971; Howard y Howard, 1974; Pal y Broadbent, 1975). Recientemente se han propuesto nuevos modelos, algunos de los cuales requieren una elevada complejidad matemática (Feng y Li, 2001; Fourney y Rothman, 2007; Feng, 2009; Rovira y Rovira, 2010). Teniendo en cuenta los diferentes enfoques, es importante considerar que a la hora de modelar el proceso de descomposición, se pretende que las expresiones sean realistas en términos matemáticos y biológicos.



Universidad Zaragoza

Modelización de la descomposición de la materia orgánica en suelos del Pirineo Central



3. OBJETIVOS

El objetivo es investigar la dinámica de la descomposición de la hojarasca según el tipo de material vegetal.

1) Evaluar los efectos del tipo de material vegetal y de parcela sobre la descomposición de la hojarasca.

¿Existen diferencias en la biomasa remanente entre distintos tipos de hojarasca y/o de parcela tras un tiempo de exposición determinado?

Hipótesis nula: a) La biomasa remanente es igual entre los tipos de hojarasca; b) La biomasa remanente es igual en las parcelas de estudio y c) es independiente del tiempo de exposición.

Hipótesis alternativa: a) La biomasa remanente es distinta entre los tipos de hojarasca; b) La biomasa remanente es distinta en las parcelas de estudio y c) es dependiente del tiempo de exposición.

2) Evaluar la tasa de descomposición de la hojarasca mediante ajustes a modelos matemáticos que describen la pérdida de masa a lo largo del tiempo.

Se plantean los siguientes modelos de ecuaciones: exponencial simple; exponencial doble; asintótico; lineal; cuadrático; potencial y Rovira y Rovira, 2010.

i) ¿Cómo ajustan el proceso de pérdida de masa los diferentes modelos?

ii) ¿Existen diferencias en la tasa de descomposición para cada tipo de hojarasca en las distintas parcelas de estudio?

Hipótesis nula: a) Los modelos presentan un ajuste similar para el proceso de descomposición y b) La tasa de descomposición es igual entre los tipos de hojarasca.

Hipótesis alternativa: a) Los modelos presentan un ajuste distinto para el proceso de descomposición y b) La tasa de descomposición es distinta entre los tipos de hojarasca.



Universidad Zaragoza

Modelización de la descomposición de la materia orgánica en suelos del Pirineo Central

4. Localización y caracterización de la zona de estudio

4.1. Localización geográfica

El área de estudio se ubica en la localidad de Fragen, situada en el Valle de Broto, en el Pirineo central español (Figura 5). Este valle del Alto Aragón se enmarca en la cuenca hidrográfica del río Ara, siendo el río Sorrosal el afluente que atraviesa el municipio en dirección O-E para desembocar a la altura de Broto.

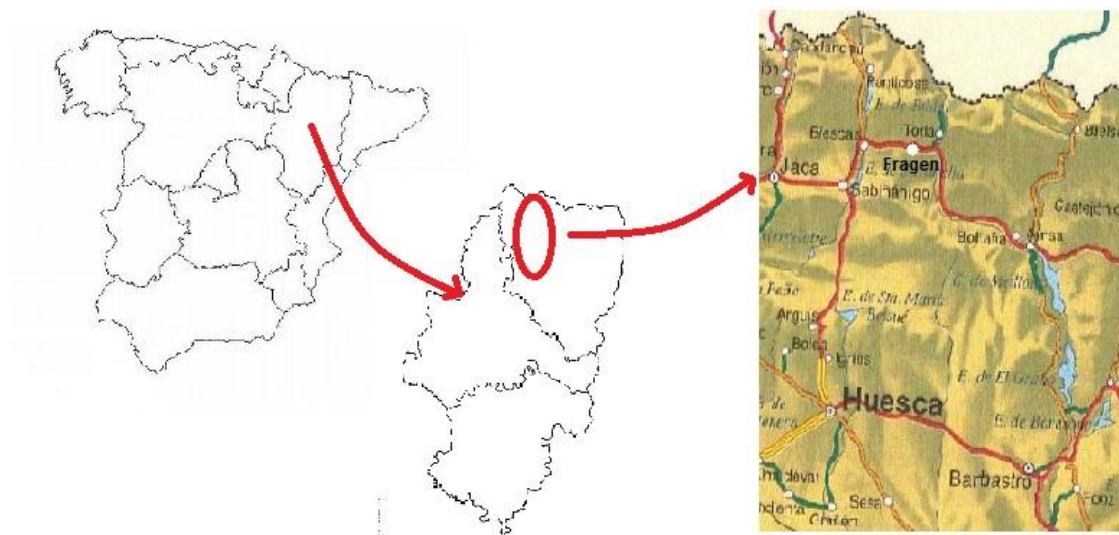
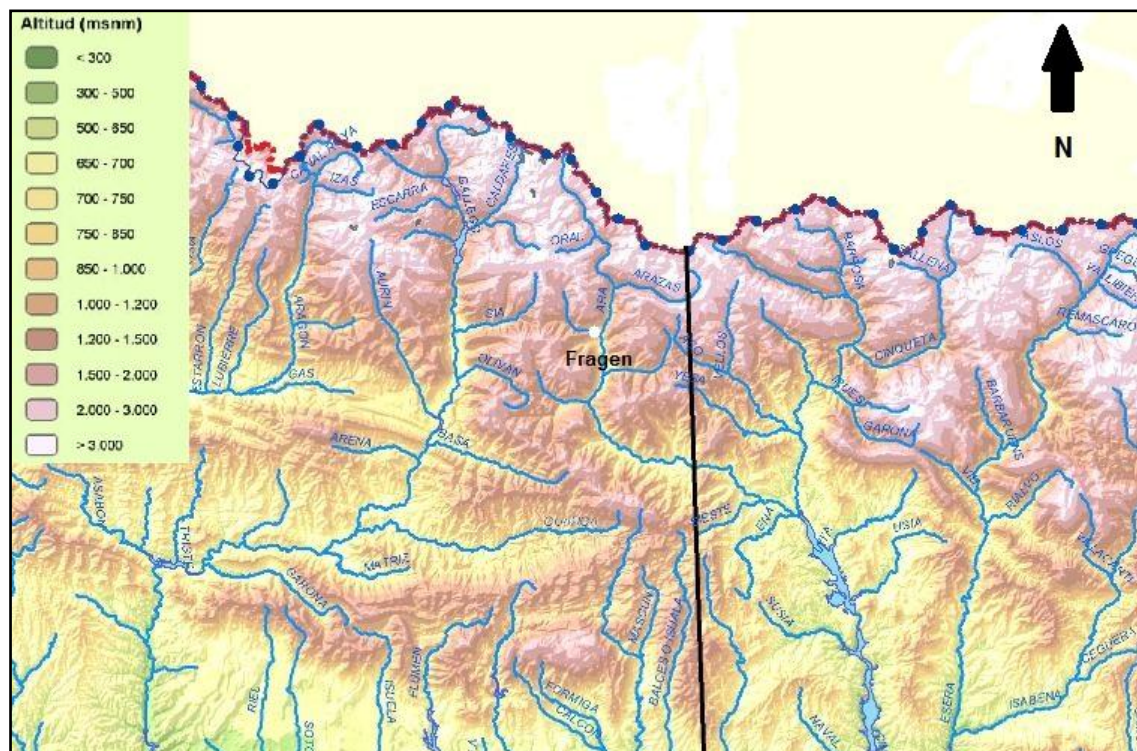


Figura 5. Localización de término municipal de Fragen (Pirineo Central)

Fragen pertenece al término municipal de Torla, población cercana al Parque Nacional y Reserva de la Biosfera de Ordesa y Monte Perdido, y comarcalmente forma parte de la comarca del Sobrarbe.

La cota media de la zona es de 1110 m.s.n.m. y las coordenadas geográficas entre las que se sitúa son: 0°8' 25" este y 42°37'50" norte (Figura 6).

La localidad se forma por 36 habitantes que se dedican principalmente a la actividad agropecuaria, y al sector servicios, estando en expansión en la actualidad el turismo rural. La ganadería se debe al adecuado manejo de los prados de siega y los pastos, hecho que ha permitido considerar a Fragen como zona representativa del sistema agroganadero (Badia y Martí., 1999).



**Figura 6. Mapa hipsométrico de la zona de estudio, Fragen (Pirineo Central).
Confederación hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y
Marino. Gobierno de España. Escala original: 1:1.000.000.**

4.2. Geología y geomorfología

El área de estudio se sitúa en el Pirineo Central, concretamente, el pueblo de Fragen se dispone en el frente de las sierras interiores pirenaicas y su paisaje tiene un doble control, tectónico y geomorfológico. El material original se basa en un turbiditas del Eoceno medio y depósitos cuaternarios (morrénicos, fluvio-glaciares y coluvios). Los materiales predominantes son las areniscas calcáreas alternantes con calizas y margas (*facies flysch*) y los depósitos cuaternarios, relacionados, en su mayor parte, con la actividad de los glaciares surpirenaicos durante su extensión máxima y, en menor medida, depositados por la actividad fluvial reciente y por procesos subactuales en laderas (Badía y Martí, 1999).

Desde el punto de vista litológico, los materiales dominantes son areniscas, margas, calizas y lutitas, dispuestas en secuencias con características claramente turbidíticas. Esta alternancia de materiales sedimentarios o turbiditas es denominada facies del “flysch eoceno surpirenaico”. Su disposición tuvo lugar dentro del ámbito de la cuenca



marina de Jaca. Durante el inicio del Terciario, en esta cuenca de dirección E-O se produjo una importante acumulación de turbiditas, depósitos marinos provocados por la resedimentación de otros sedimentos, también marinos, que se deslizaron en avalanchas submarinas desde los bordes de la plataforma continental. Dichas turbiditas son tanto más proximales cuanto más al este se localizan, desde la zona de turbiditas de Ainsa, en conexión con las plataformas deltaicas de Tremp-Graus, hasta las facies turbidíticas de llanura submarina localizadas al oeste del anticlinal de Janovas-Boltaña. Como consecuencia de esta resedimentación se produce una gradación de texturas, con alternancia monótona de capas de diferente dureza, en bancos de potencia normalmente decimétrica. Dentro de estas características generales, el *flysch*, cuyo espesor total puede alcanzar localmente los 4 kilómetros, es subdividido, en la zona de estudio, en dos grandes unidades: al norte del Sorrosal se presenta la serie turbidítica tipo Sierra Bolave-Mondiciero y al sur la serie turbidítica tipo barranco de Yosa (IGME, 1982).

Desde el punto de vista tectónico, Fragen se sitúa directamente en el frente del Manto de Gavarnie, cabalgamiento surpirenaico visible en el pliegue tumbado en las calizas del norte de Torla. El empuje del cabalgamiento ha afectado de forma importante a los materiales del *flysch*, provocando una serie de grandes pliegues de eje este-oeste e infinidad de pequeños pliegues desiguales. En conjunto, los materiales de la zona norte de Fragen aparecen claramente volcados hacia el sur. En la Era Cuaternaria, la fase glacial del Würm fue la más influyente sobre el paisaje de todo el Pirineo. Es en este periodo cuando las turbiditas antes descritas se ven cubiertas de depósitos morrénicos (*in situ* o coluvionados), de forma heterogénea en las vertientes sur del Litro y mayoritaria en el fondo del valle.

Tradicionalmente se han venido empleando las areniscas del *flysch* eoceno como bloques de sillería, lo que se deja ver en gran parte de las construcciones de los núcleos de población, tratándose de una arquitectura popular que se integra de buen grado con el entorno paisajístico. Hoy en día han dejado de utilizarse estos materiales, siendo sustituidos por productos manufacturados de coste más económico.

A nivel geomorfológico, el área de Fragen presenta laderas con elevadas pendientes sobre el *flysch* mientras que el fondo de valle presenta morfologías más suaves, onduladas como corresponde al moldeado glacial. Las laderas son en general rectilíneas, con fuertes pendientes (>30%) pero el hombre ha actuado sobre ellas abancalándolas con el fin de conservar el suelo y el agua. El barranco del Sorrosal se encaja entre calizas duras del *flysch* y, como otros pequeños barrancos, presenta una sección transversal en V. La evolución de la masa glacial ha tenido una gran



repercusión en la zona, afectando a formas y depósitos, y como consecuencia a los suelos. Los depósitos morrénicos y sus coluvios derivados, con gran cantidad de materiales finos y dispuestos en geoformas relativamente estables, han permitido el desarrollo de suelos fértiles. El hombre ha seleccionado estos suelos de mayor vocación agraria, conservándola e incrementándola mediante obras de aterrazamiento, riego o enmiendas orgánicas (Badía y Martí, 1999).

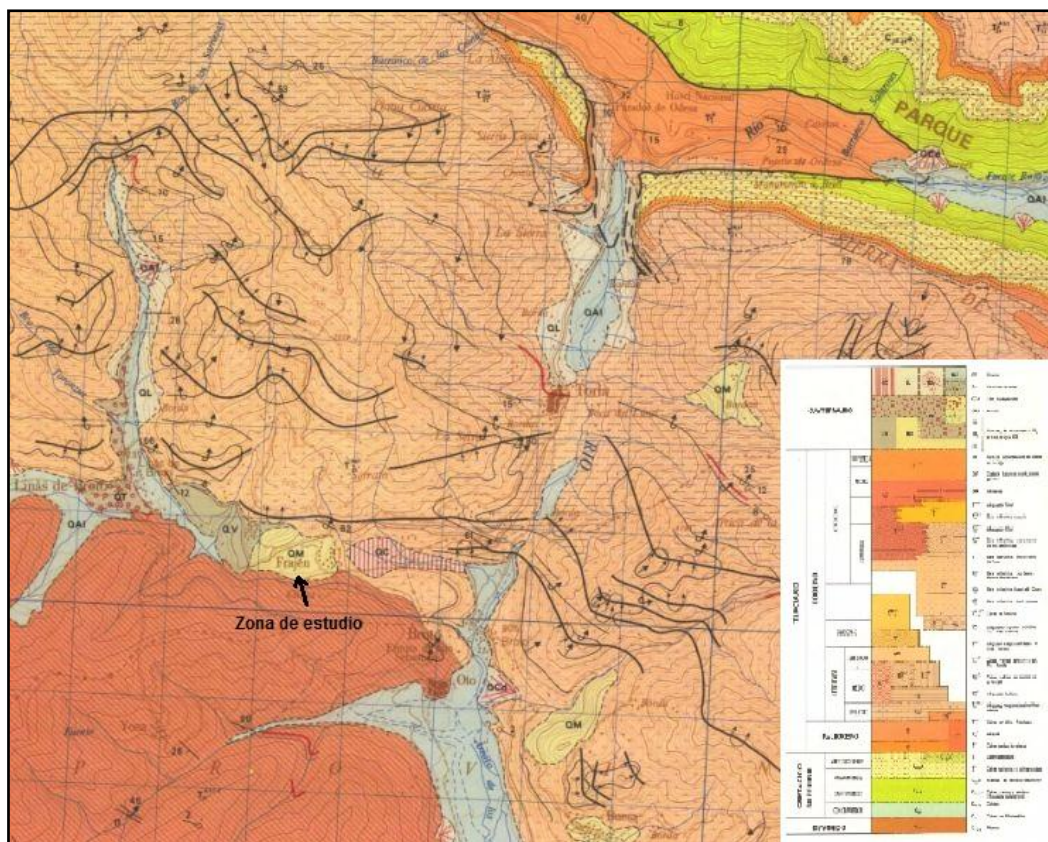


Figura 7. Mapa geológico de España. Hoja nº 178, Broto. Escala original 1:50000.
Instituto Tecnológico Geominero de España (IGME, 1982).

4.3. Climatología

El régimen termométrico que caracteriza el clima de Fragen se cifra con una temperatura atmosférica anual media de 9.8°C, donde existe un importante contraste entre la media del verano (18°C) y del invierno (3°C). La precipitación es la fuente principal del ciclo hidrológico y representa la cantidad de agua que, en forma líquida o sólida, alcanza la superficie terrestre. La zona de estudio se caracteriza por una



precipitación media anual de 1261 mm, con máximos en noviembre y mínimos en julio; y una ETP (método FAO-Penman) de 1083 mm, con máximos en julio y mínimos en diciembre.

El clima destaca por un predominio de los procesos anticiclónicos frente a los ciclónicos. La distribución de las precipitaciones en Fragen corresponde a otoño-invierno-primavera-verano. No existe una clara diferenciación entre la influencia atlántica o mediterránea, ya que dependiendo de cada año, la zona se ve afectada de manera diversa (Pardo, 1993).

El relieve montañoso impone modificaciones en la dinámica de ciertos factores climáticos (Creus, 1987). Así, el gradiente altitudinal supone un aumento de la precipitación y un descenso de la temperatura; la oscilación térmica diaria y anual; las inversiones térmicas al acumularse el aire frío en los fondos de valle; las tormentas estivales; y las nieves, que pueden formar un manto continuo durante la época fría a partir de los 1400 metros de altitud, según la exposición.

Partiendo del conocimiento de las precipitaciones medias mensuales y de la evapotranspiración mensual estimada, puede estudiarse el balance de agua en el suelo a lo largo del año, donde se calculan las reservas (mm), excedentes (mm) y déficits (mm) de cada mes. El balance mensual de entradas (P) y salidas potenciales (ETP) de agua del suelo clasifica los meses en secos y húmedos según las entradas superen o no a las salidas potenciales. Cuando en un mes se produzcan más entradas que salidas ($P > ET$), el agua sobrante pasará a engrosar la reserva del suelo; por el contrario, cuando las salidas sean mayores que las entradas ($P < ETP$), se reducirá dicha reserva. Sin embargo, el suelo tiene una capacidad de retención de humedad en función de sus características físicas y cuando se alcance la capacidad de retención máxima del suelo, el agua añadida "en exceso" escurrirá superficialmente, en el caso de tratarse de un terreno en pendiente o por el contrario, se encharcará o se perderá por percolación a capas profundas. Por tanto debe considerarse el concepto de reserva máxima o cantidad de agua por unidad de superficie, expresada en mm, que el suelo es capaz de almacenar en su perfil. En este estudio se considera que la reserva (R) del suelo varía entre 0 y 100 mm.

La siguiente tabla 1 muestra el balance hídrico de la zona de estudio elaborado por Badía y Martí, 1999, considerando una serie de 31 años para la pluviometría y de 7 años para la temperatura.



Tabla 1. Temperaturas (°C), precipitaciones (mm), evapotranspiraciones (mm), excedentes (mm) y déficits (mm) de la zona de estudio de Fragen (Badía y Martí, 1999).

Mes	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Año
T	2.7	4.0	5.4	7.7	11.2	15.4	19.2	17.9	12.4	10.4	6.4	3.6	9.7
P	113.9	104.0	84.7	110.7	121.3	106.3	63.8	76.3	99.6	127.7	134.5	118.4	1265.7
ETP	38.4	48.0	86.2	103.9	123.4	168.0	180.4	150.7	83.4	46.8	34.1	19.5	1082.8
R	100	100	98.5	100	97.9	36.2	0	0	16.2	97.1	100	100	-
Exc.	75.5	56	0	5.3	0	0	0	0	0	0	97.5	98.9	333.2
Def.	0	0	0	0	0	0	80.4	74.4	0	0	0	0	154.8

El diagrama ombrotérmico de la figura 8 representa la evolución mensual de temperaturas y precipitaciones para la estación meteorológica de Fragen (1100 msnm), considerando la misma serie de datos que los empleados en el balance hídrico (Badía y Martí, 1999). Este diagrama ombrotérmico de Gaussen permite determinar gráficamente la existencia y duración de los períodos secos. Un mes seco se define como aquel en que el total de la precipitación (en mm) es inferior al doble de la temperatura media (en °C). En el caso de estudio, no existe periodo seco, si bien en algunos suelos con baja capacidad de retención de agua disponible, puede existir un periodo de déficit hídrico para las plantas mesófitas (Badía y Martí, 1999).

La fórmula utilizada para caracterizar un clima, según Thornthwaite, está compuesta por cuatro letras y subíndices. Las dos primeras letras, mayúsculas, se refieren al “Índice de humedad” y a la “Eficacia térmica” de la zona. Las letras tercera y cuarta, minúsculas, corresponden a la “Variación estacional de la humedad” y a la “Concentración de la eficacia térmica en verano”. El valle de Fragen tiene un régimen de temperatura *Mesotérmico* (B'_4) con moderada concentración de la eficacia térmica durante el verano y un régimen de humedad *Húmedo* (B_1) con pequeña falta de agua durante el verano. El clima queda clasificado de la forma: $B_1 B'_4 d b'_3$.

La clasificación bioclimática de FAO-UNESCO considera una serie de factores climáticos: temperaturas, precipitaciones, número de días de lluvia, estado higrométrico, estado higrométrico del aire (humedad relativa), número de días con nieblas y rocío. Atendiendo a esta clasificación bioclimática, el clima de Fragen puede describirse como térmicamente *templado*, con *invierno frío* e hídricamente *axérico*.

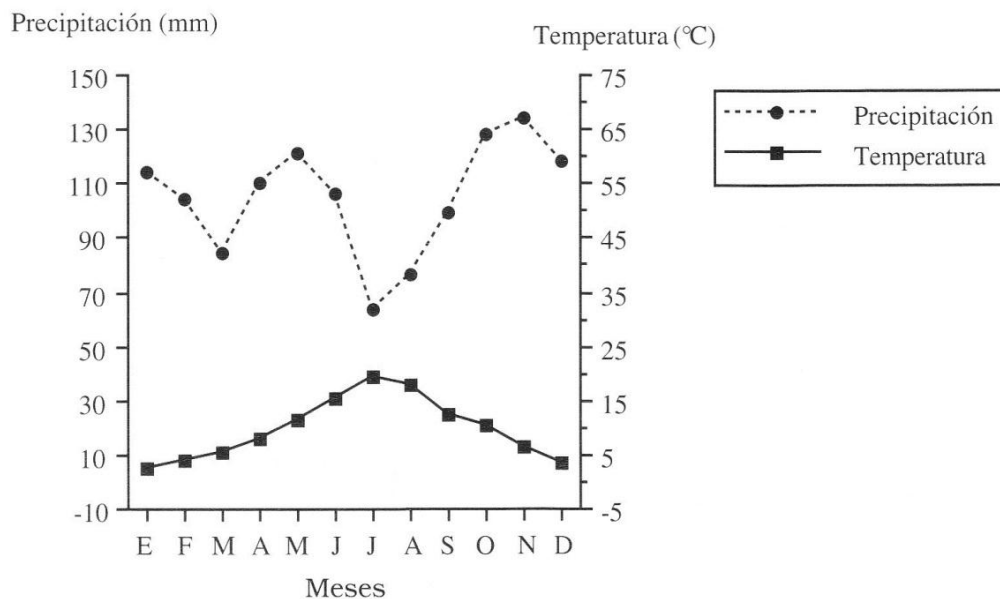


Figura 8. Diagrama ombrotérmico de la zona de estudio de Fragen (Badía y Martí, 1999)

4.4. Vegetación

El área de Fragen corresponde queda incluida, en su mayor parte, en los pisos montano y subalpino. Al igual que ha sucedido en otras zonas del Pirineo, la vegetación ha sido modificada por la influencia del hombre a través de la actividad agrícola y ganadera. El piso subalpino, que ha sufrido una intensa transformación, dejó atrás el dominio forestal para ser ocupado por distintas comunidades pascícolas.

En las cotas más altas, sobre suelos ácidos dominan los pastos de *Nardus stricta* y *Festuca eskia*. Al descender el nivel de la actividad ganadera se hacen extensos los matorrales de *Juniperus nana*, a veces mezclados con *Calluna vulgaris*. Las zonas más llanas acogen al ganado sobre pastos nitrófilos cubiertos por *Cirsium eriophorum* o *Carlina acaulis*, que ocupan pequeñas superficies.

En zonas de menor altitud, ya en el piso montano, los suelos básicos o neutros dan cabida a los pastos mesófilos, constituidos por especies como *Plantago* spp., junto con gran variedad de gramíneas y leguminosas. Donde en su día se cultivaron cereales de invierno, hoy es posible encontrar quejigares (As. *Buxo-Quercetum pubescentis*) o pinares (As. *Buxo-Quercetum pubescentis* subas. *festuco pinetosum*). El pino albar o royo (*Pinus sylvestris*) forma una masa boscosa importante entre los 1400 y 1750



msnm. Por su parte, el quejigo o cajico (*Quercus cerrioides*) ocupa la vertiente meridional, por debajo de los 1400 msnm (Badía y Martí, 1999).

Las terrazas abandonadas al cultivo, recientemente, han sido colonizadas por vegetación arbustiva y espinosa (As. *Buxo-Rubetum ulmifolii*), precursora del quejigal. Entre los arbustos destaca el endrino (*Prunus spinosa*) junto al espino albar, aliagas, zarzas y rosales. En los suelos más someros y con menor fertilidad, la sucesión vegetal no ha permitido más que la implantación de un matorral también espinoso, pero de porte más bajo (Asociación *Asperulo pyrenaicae-Echinospartum horridae*). Es representativo de esta última asociación el erizón (*Echinospartum horrida*), especie endémica del Pirineo Central.

En la vertiente umbría se encuentra el pinar musgoso, enriquecido con hayas en los lugares más húmedos (As. *Buxo-Fagetum sylvaticae*), y donde se integran otras especies de hoja caduca, como *Populus tremula*, *Quercus pirenaica* y *Corylus avellana*.

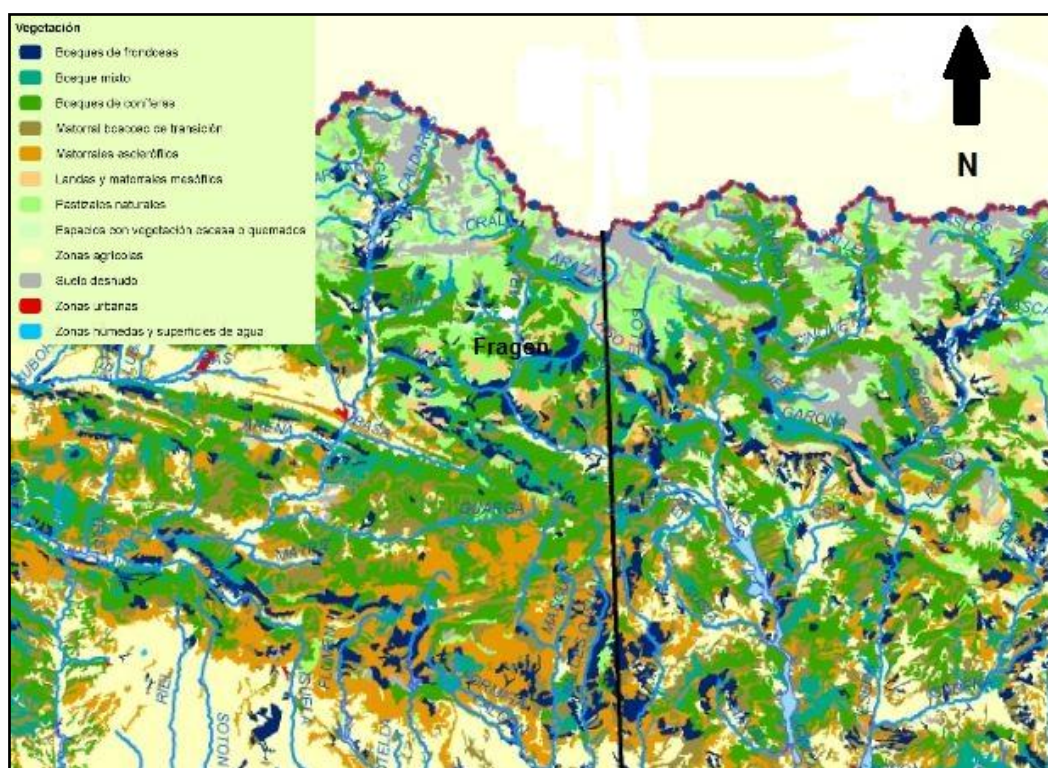


Figura 9. Mapa de vegetación de la zona de estudio, Fraga (Pirineo Central). Confederación hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España. Escala original: 1:1.000.000.



Las zonas más próximas al pueblo, con escasa pendiente y suelos profundos, albergan los prados de siega, intervenidos en mayor medida. El manejo antrópico ejerce en estos una mayor influencia que los propios factores ecológicos (Badía y Martí, 1999). Por regla general, podrían distinguirse los prados regados, situados por debajo del pueblo, de los que no reciben irrigación, en cotas superiores. Algunas diferencias florísticas de estos prados permiten clasificarlos según el grado de abandono, de acuerdo con la presencia de ciertas especies (Cernusca *et al.*, 1996).

4.5. Uso actual del territorio

En las últimas décadas, el abandono de superficies dedicadas a cultivos han favorecido la colonización por parte de la vegetación forestal, de pinares y quejigares, y arbustiva, con espinares, manteniéndose, pese a ello, una importante pradería con diferentes niveles de intensificación dedicada al vacuno y ovino. La producción ganadera ha perdido importancia, coincidiendo sin embargo esta pérdida con las nuevas demandas de turismo y ocio de montaña (Badía y Martí, 1999).

En la actualidad, la pradería de Fragen está compuesta por praderas naturales, polífitas y praderas de siembra. La pradera natural acepta de buen grado la siega y el pastoreo. Por su parte, la siembra de determinadas especies forrajeras supone una mayor productividad a corto plazo, pero también demanda un mayor nivel de cuidados. Según el grado de intervención se distinguen prados de siega de regadío, de secano y pastos. Los prados de regadío permiten dos siegas anuales, mientras que el secano posibilita un solo corte. El área que circunda el núcleo de la población, mantiene prados de siega con el mayor grado de actuación, lo que permite incrementar su productividad. En las zonas más retiradas de Fragen, perduran los pastos en los que se incluyen las parcelas aprovechadas exclusivamente "a diente". Estas parcelas tienen peor acceso, y en algunos casos extremos pueden ser abandonadas. Al abandonarse, las parcelas son colonizadas por especies espinosas como endrinos, rosales silvestres o aliagas.

En definitiva, el uso del territorio a día de hoy es agro-ganadero, con los prados de siega localizados principalmente en el fondo del valle, entre 950 y 1200 metros de altitud, los pastos mesófilos se sitúan entre 1200 y 1600 metros y a partir de ahí, se extienden los pastos acidófilos (Badía y Martí, 1999).

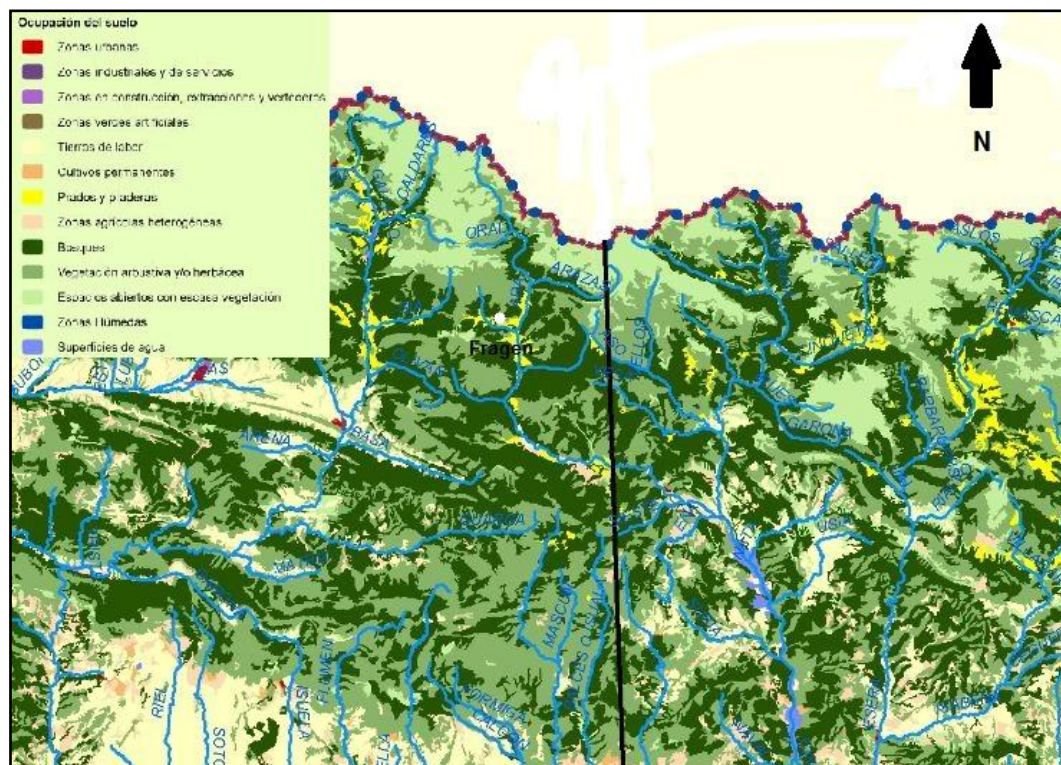


Figura 10. Mapa de ocupación del suelo de la zona de estudio, Fraga (Pirineo Central). Confederación hidrográfica del Ebro. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Gobierno de España. Escala original: 1:1.000.000.

4.6. Edafología

Los suelos resultan de la modificación que sobre la litología original desarrollan, a lo largo del tiempo, el clima y la actividad de los seres vivos, en el marco natural determinado por el relieve. En definitiva, tiempo, clima, organismos vivos, litología y geomorfología son los factores formadores del suelo.

4.6.1. Edafoclima

El sistema de clasificación según la *Soil Taxonomy System* (USDA, 2006) requiere conocer los regímenes de temperatura y humedad de los suelos.

Para estimar el régimen de humedad del suelo a partir de datos climáticos se define la sección de control. Ésta constituye la zona del perfil colonizada fundamentalmente por las raíces de las plantas y se encuentra definida por aquel espesor del suelo cuyo



límite superior es la profundidad a la cual un suelo seco (tensión > 15 bar) sea humedecido por una lluvia de 25 mm en 24 horas y cuyo límite inferior está marcado por la profundidad alcanzada en 48 horas después de una lluvia de 75 mm. Estas profundidades excluyen el humedecimiento que se produzca a lo largo de grietas y madrigueras abiertas hasta la superficie. Dicha sección varía según las diferentes texturas, siendo posible establecerla, aproximadamente, entre 10 y 30 cm si la clase de tamaño de partículas es franca fina, limosa fina, limosa gruesa o arcillosa; entre 20 y 60 cm cuando se trate de texturas francas gruesas y desde 30 a 90 cm para suelos con texturas arenosas. La presencia de fragmentos gruesos profundiza los límites de la sección de control, especialmente el límite superior. De esta manera, se pretende cuantificar el número y la distribución anual de los días en que la sección de control presenta o no un determinado contenido de humedad, y la probabilidad expresada como porcentaje de años en los que se espera que ocurra esta condición (USDA, 1995). En la zona de estudio, la sección control corresponde a 20 a 60 cm de profundidad. Con los datos disponibles de humedad en la sección control de los suelos de los prados, se detecta que ésta nunca llega a situarse por debajo del punto de marchitez permanente más de 45 días consecutivos. En verano, los prados de siega solamente muestran la sección control seca en su totalidad durante 30 días no consecutivos. Este déficit hídrico estival variará en magnitud según la capacidad de retención de agua de los suelos. En estas condiciones, el régimen de humedad de los suelos puede clasificarse como *Údico*, si bien próximo a *Xérico*, dada la falta de agua en la época estival para las plantas mesófilas.

En cuanto al régimen de temperatura del suelo, éste viene definido por la temperatura media anual del suelo a una profundidad de 50 cm. En el pueblo de Fragen, dicha temperatura corresponde a unos 11°C. En la umbría, a la misma altitud, la temperatura media se sitúa en unos 10 y 8.5°C. Con estas consideraciones, el régimen de temperatura del suelo se considera *Mésico* en el fondo del valle y partes bajas de ladera, mientras que a mayor altura, el régimen de humedad es clasificado como *Frígido*.

4.6.2. Perfiles edáficos

La descripción del suelo se establece atendiendo al sistema de clasificación con las categorías homologadas de la FAO, diseñadas para trabajar a escalas pequeñas, es decir, con mapas generalizados (FAO., 2006). Se contemplan también, los criterios propios del Soil Taxonomy System, propuesto y mantenido por el Soil Conservation Service de Estados Unidos de América, y diseñado para trabajar a grandes escalas,



es decir, con mapas detallados (USDA., 2006), así como el sistema propuesto por la Asociación Francesa del Estudio del Suelo (AFES., 1995). La zona de estudio se corresponde con cuatro parcelas, para las cuales se ha establecido una descripción morfológica y físico-química (Badía y Martí, 1999) que se muestra en los anejos I, II, III, IV.

Los epipediones constituyen los horizontes superficiales del suelo, situándose en los niveles más someros del mismo. Entre los procesos formadores de los suelos de Fragen destaca la incorporación de materia orgánica y el consiguiente proceso de descomposición, degradación y síntesis. El epipedión definido en la zona de estudio es mollico, característico del grupo de los Phaeozems. Este epipedión puede presentar o no carbonato cálcico, diferenciando así entre Phaeozems calcáricos y Phaeozems háplicos. Cuando se produce una acumulación con abundancia de limo, se identifican como Phaeozems sílticos.

Los endopediones se forman dentro del suelo, constituyendo los horizontes subsuperficiales. La formación de la estructura edáfica define el endopedion cámbico y caracteriza a los Cambisoles. Estos suelos que presentan una reacción próxima a la neutralidad y una saturación de base elevada, y en los que la textura es catalogada como franco-arenosa o más gruesa, se agrupan en Cambisoles areni-eútricos.

4.6.3. Procesos erosivos

La zona de estudio presenta dos formas principales de erosión. La erosión remontante de la acción fluvial que forma los barrancos en las zonas al pie de las laderas, donde los depósitos coluviales son importantes y se han roto los muros morrénicos; y el desplome de los muros de piedra de los bancales sobre los que se asientan los prados (Reiné, 1998). Los muros de estas terrazas contribuyen a frenar la erosión, favoreciendo la infiltración frente a la escorrentía. Sin embargo, el incremento de la infiltración y, por tanto, de la presión sobre los muros puede implicar su derrumbe. El abandono de la gestión de estas parcelas y, por lo tanto, del mantenimiento y reparación de los muros, pueden producir un aumento de los procesos erosivos.



5. MATERIAL Y MÉTODOS

5.1. Antecedentes

El presente trabajo se enmarca dentro del Proyecto Europeo ECOMONT, *Ecological Effects of Land Use Changes on European Terrestrial Mountain Ecosystems* (Project Nº ENV4-CT95-0179), aprobado por la Comisión Europea, como una contribución a la Iniciativa de Investigación de Ecosistemas Terrestres TERI, *Terrestrial Ecosystems Research Initiative*, y desarrollado entre los años 1996 y 1999.

ECOMONT tuvo como objetivo investigar los cambios de uso del suelo en los ecosistemas terrestres europeos de montaña, considerando la rapidez con la que la intensificación, la reducción o el abandono de prados de siega o pastizales ocurrían. Entre las posibles consecuencias se encuentran las modificaciones en la composición de las especies y sus interacciones, en el contenido de materia orgánica en el suelo y en los ciclos biogeoquímicos, tales como CO₂, H₂O y nutrientes (Cernusca *et al.*, 1996).

El trabajo fue coordinado desde el Instituto Botánico de la Universidad de Innsbruck, Austria, siendo Alemania, Austria, Italia, Reino Unido, Suiza y España los países participantes. En España, el proyecto estuvo coordinado por el Instituto Pirenaico de Ecología (IPE, C.S.I.C), siendo participantes la Escuela Universitaria Politécnica de Huesca (Universidad de Zaragoza) y Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agraria (Universitat de Lleida). A lo largo de su desarrollo estuvo presente la colaboración entre investigadores y ganaderos de la zona, junto con la Asociación de Ganaderos del Valle de Broto.

5.2. Diseño experimental

5.2.1. Parcelas de experimentación

El estudio se desarrolló en cuatro parcelas situadas en las proximidades de Fragen: una parcela de pasto en uso, una parcela de prado de siega en régimen extensivo, una parcela de prado de siega en régimen intensivo y una parcela de pasto abandonado, sometidas a distintos manejos del terreno.



La parcela de pasto en uso se sitúa a 1220 m.s.n.m. con orientación SSE (Figura, 11). Forma parte de un conjunto de terrazas, utilizadas tiempo atrás para el cultivo de cereal, pero que en la actualidad, debido a su difícil accesibilidad, exclusivamente se pastorean en la primavera, el otoño y comienzos del invierno. Los suelos responden al tipo Cambisol areni-eutricto, según la clasificación de la FAO (2006), y los materiales parentales corresponden a coluvios de depósitos morrénicos laterales en contacto con Flysch eocénico. La asociación que caracteriza la vegetación es *Euphrasio-Plantaginetum mediae*, siendo la altura media del dosel vegetal de 30 centímetros. Las especies vegetales que crecen en esta parcela de pasto son: *Bromus erectus*, *Dactylis glomerata*, *Trisetum flavescens*, *Cerastium fontanum* y *Lotus corniculatus*.

La parcela de prado de siega con manejo extensivo se encuentra a 1040 m.s.n.m y está orientada al SSE (Figura 12). El régimen de explotación corresponde a dos pastoreos y una sola siega al año. Esporádicamente se aplica una fertilización mineral 0-14-7. Se trata de un terreno abancalado, situado sobre una amplia terraza. El suelo se clasifica como Phaeozem síltico (FAO, 2006) y el material original son coluvios. La vegetación característica corresponde a la asociación *Rhinanthomediterranei-Trisetum flavescens*, siendo 40 centímetros la altura media del dosel vegetal. Esta parcela queda caracterizada por especies como *Bromus hordeaceus*, *Holcus lanatus*, *Trisetum flavescens*, *Lotus corniculatus*, *Plantago lanceolata* y *Rhinanthus mediterraneus*.

La parcela de prado de siega con manejo intensivo se ubica a una altura de 1125 m.s.n.m., en una orientación SSW (Figura 13). La gestión se basa en pastoreo realizado durante el otoño y al final del invierno, así como la siega al comienzo del verano. Además, la parcela recibe aportes de purines antes del crecimiento primaveral. Como ocurría con el prado de manejo extensivo, el prado intensivo se asienta en un terreno abancalado, con suelos pertenecientes a la unidad Phaeozem háplico (FAO, 2006), siendo los coluvios de depósitos morrénicos el material parental. Del mismo modo, la asociación que clasifica la vegetación es *Rhinanthomediterranei-Trisetum flavescens*, coincidiendo con el prado extensivo. La altura media del dosel vegetal alcanza los 50 centímetros, y las especies encontradas con mayor frecuencia son: *Arrhenatum elatius*, *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Poa pratensis*, *Taraxacum officinalis*, *Lotus corniculatus* y *Achillea millefolium*.

La parcela de pasto abandonado se localiza a 980 m.s.n.m. y está orientada al SSE (Figura 14). Se corresponde con una parcela de prado sin riego que se gestionaba hace años, pero fue abandonada de todo uso. El suelo responde a la categoría Phaeozem calcárico (FAO, 2006) y el material parental corresponde a turbiditas



(Flysch) de la serie turbidítica tipo Sierra Bolavé-Mondiciero. En la actualidad se encuentra cubierta por vegetación arbustiva, donde el dosel vegetal alcanza una altura media de 150 centímetros. La asociación que define el tipo de vegetación es *Buso-Rubetum ulmifolii*, donde las especies más características resultan ser *Prunus spinosa*, acompañado de *Genista scorpius* y *Buxus sempervivens*, de manera que resulta inutilizable para cualquier práctica agrícola o ganadera.

La tabla 2 muestra una serie de características que definen cada una de las parcelas.

Tabla 2. Caracterización de las parcelas de estudio. Pastoreo, siega, aportaciones de enmiendas orgánicas y fertilizantes minerales (kilogramos de materia seca (MS) por Ha y año); Biomasa microbiana por fumigación-extracción (%); Capacidad de retención de agua disponible (CRAD, en mm/ 1.5 m suelo); Balance de nutrientes: N, P₂O₅, K₂O. Datos extraídos de Badía y Martí, 1999.

MANEJO	PASTO EN USO	PRADO EXTENSIVO	PRADO INTENSIVO	PASTO ABANDONADO
Pastoreo (kg MS/ha.año)	2000	5000	6000	-
Siega (kg MS/ha.año)	-			-
Enmienda orgánica Purines (kg MS/ha.año)	-	-	2430	-
Fertilización mineral 0-14-7 (kg MS/ha.año)	-	230	-	-
Población microbiana (%)	36.9	22.5	161.7	60.0
C.R.A.D. (mm/1.5 m)	208.9	237.4	182.7	152.2
Irrigación	-	-	-	-
N (kg/ha)	-26.2	-67.7	+43.6	-
P ₂ O ₅ (kg/ha)	-24.0	-12.8	-18.9	-
K ₂ O (kg/ha)	-43.2	-118.9	+27.0	-



Figura 11. Vista de la parcela experimental de pasto en uso, Fragen.



Figura 12. Vista de la parcela experimental de prado extensivo, Fragen.



Figura 13. Vista de la parcela experimental de prado intensivo, Fagen.



Figura 14. Vista de la parcela experimental de pasto abandonado, Fagen.



5.2.2. Material vegetal

Se evaluaron tres tratamientos en cada una de las parcelas de estudio, correspondientes a tres tipos de material vegetal: acículas de *Pinus sylvestris*, hojarasca de *Quercus cerrioides* y una mezcla de herbáceas consistente en dos especies de gramíneas: *Lolium perenne* y *Dactylis glomerata* y dos especies de leguminosas: *Lotus corniculatus* y *Trifolium repens*. Las características de cada una de las especies se detallan en el anejo V.

El material de estudio fue recogido de modos diversos. Así, las acículas de *Pinus sylvestris* se obtuvieron en verde del propio árbol, la hojarasca de *Quercus cerrioides* se recogió de los restos de desfronde y la mezcla de herbáceas fue cosechada en prados adyacentes (Figura 15). Este sistema pretendía reproducir la situación real del aporte de hojarasca por parte de las especies. La hoja de quejigo se mantiene marrón en el árbol, hasta caer a primeros de mayo, mientras que las acículas de pino caen a la superficie del terreno manteniendo el color verde (Fillat, coment. pers.). Posteriormente, el material se dejó secar en estufa a 80°C durante 48 horas, con vistas a realizar los análisis partiendo del peso seco como el peso de referencia.



Figura 15. Material vegetal de estudio. De izquierda a derecha: *P. sylvestris*, *Q. cerrioides*, mezcla de gramíneas y leguminosas.

5.2.3. Metodología de “Litter bags”

El método utilizado consiste en introducir una cantidad conocida de material vegetal en una serie de bolsas de nylon y exponerlas sobre la superficie del suelo, permitiendo calcular la descomposición de la materia por la pérdida de peso después de un tiempo de exposición determinado. El método es atribuido a Bockock y Gilbert (1957) o a Bockock *et al.*, 1960, sin embargo el principio de confinar cantidades conocidas de



hojarasca con el objetivo de seguir su descomposición ha sido usado desde mucho antes (Falconer *et al.*, 1933; Lunt, 1933, 1935; Gustafson, 1943). Los métodos clásicos de estudio de la descomposición de la hojarasca han sido frecuentemente criticados por la artificialidad del entorno donde se produce la descomposición. Sin embargo, a pesar de las posibles limitaciones derivadas de su diseño, el método de las bolsas de nylon ha venido siendo el más comúnmente empleado para evaluar la descomposición de la hojarasca en ecosistemas terrestres (Witkamp y Olson, 1963; Wiegert y Evans, 1964; Witkamp, 1966; Ewel, 1976; St. John, 1980; Swif y Anderson, 1989; Aerts, 1997; Gallardo, 2001; Albers *et al.*, 2004; Hobbie y Gough, 2004; Niewinna, 2009), entre otros muchos. Aunque el método puede subestimar la descomposición real, se asume que los resultados obtenidos con la técnica de “litter bags” reflejarán las tendencias características de la descomposición de la hojarasca, permitiendo establecer comparaciones entre los tratamientos (Wieder y Lang, 1982).

Las bolsas fueron fabricadas con una tela de nylon de dimensiones 15x10 cm y de 0.1 mm de luz de malla, de forma que se impedía la actuación de la meso y macrofauna (Schinner, *et al.*, 1996), así como la pérdida de material. En cada una de las bolsas se introdujeron 5 gramos de material vegetal. En el caso de las especies arbóreas, el material introducido fue en su totalidad correspondiente a una especie, mientras que en el caso de la mezcla de herbáceas, se introdujo una mezcla de 50% de gramíneas y 50% de leguminosas.

En las parcelas se realizaron cuatro muestreos a intervalos de tiempo de 1 mes, 3 meses, 6 meses y 12 meses, con diez repeticiones cada uno y por cada tipo de material, salvo en el caso de la mezcla pratense, en la que se realizó un quinto muestreo, a los 9 meses, puesto que se preveía una más rápida pérdida de peso. Las bolsas fueron distribuidas de forma uniforme sobre la superficie de estudio. De esta manera, fueron colocadas un total de 130 bolsas por cada parcela y 520 bolsas en el total de la zona de estudio (Figura 16).

En el anejo VI se señala el diseño experimental seguido en el estudio, considerando cada una de las parcelas de trabajo. La tabla 3 muestra el esquema de fechas de muestreo a lo largo del estudio. Los intervalos de observación fueron elegidos con el objetivo de caracterizar la dinámica general de la descomposición, pudiendo discernir los valores en relación con las estaciones y las condiciones climáticas. Una vez recogidas las bolsas, fueron llevadas al laboratorio para ser pesadas y conocer así el peso seco de la hojarasca remanente.



Figura 16. Distribución espacial de las bolsas de nylon según el diseño experimental.

Tabla 3. Esquema de toma de muestras en las parcelas de estudio.

Clase de parcela	Muestreo	Fecha inicio	Fecha final	Nº días
Pasto en uso	1 mes	10 Junio 1997	11 Julio 1997	30
	3 meses	10 Junio 1997	24 Septiembre 1997	105
	6 meses	10 Junio 1997	26 Diciembre 1997	197
	9 meses	10 Junio 1997	21 Marzo 1998	283
	12 meses	10 Junio 1997	4 Julio 1998	388
Prado Extensivo	1 mes	16 Junio 1997	11 Julio 1997	24
	3 meses	16 Junio 1997	24 Septiembre 1997	99
	6 meses	16 Junio 1997	26 Diciembre 1997	191
	9 meses	16 Junio 1997	21 Marzo 1998	277
	12 meses	16 Junio 1997	4 Julio 1998	382
Prado Intensivo	1 mes	10 Junio 1997	11 Julio 1997	30
	3 meses	10 Junio 1997	24 Septiembre 1997	105
	6 meses	10 Junio 1997	26 Diciembre 1997	197
	9 meses	10 Junio 1997	21 Marzo 1998	283
	12 meses	10 Junio 1997	4 Julio 1998	388
Pasto abandonado	1 mes	16 Junio 1997	11 Julio 1997	24
	3 meses	16 Junio 1997	24 Septiembre 1997	99
	6 meses	16 Junio 1997	26 Diciembre 1997	191
	9 meses	16 Junio 1997	21 Marzo 1998	277
	12 meses	16 Junio 1997	4 Julio 1998	382



5.3. Biomasa remanente

A lo largo del estudio, se midieron las cantidades de biomasa remanente o restante de la inicial, para cada uno de los instantes de tiempo considerados: 1, 3, 6, 9 y 12 meses. De esta manera, se contaba con diez datos registrados por parcela, tipo de hojarasca y tiempo medido. La variable se transformó a base porcentual, por ser la forma de trabajar más extendida, considerando así el porcentaje de biomasa remanente como variable dependiente.

Un primer enfoque del análisis de la descomposición de la hojarasca se basó en evaluar los efectos del tipo de hojarasca y clase de parcela, examinando las diferencias en las proporciones de biomasa remanente entre los distintos tratamientos.

5.4. Modelos de ajuste de la descomposición

Un segundo enfoque del análisis de la descomposición de la hojarasca trató el ajuste a modelos matemáticos que permiten estimar los parámetros que describen la pérdida de masa a lo largo del tiempo. Se propusieron siete modelos matemáticos, de diversa tipología, limitación y grado de conocimiento: modelo exponencial simple; modelo exponencial doble; modelo asintótico; modelo lineal; modelo cuadrático; modelo potencial; modelo Rovira y Rovira, 2010.

El primer modelo que se conoce, y todavía el más empleado para describir el proceso de descomposición es el modelo exponencial simple, propuesto inicialmente por Jenny *et al.* (1949) y discutido en detalle por Olson (1963). El modelo asume que la tasa de descomposición, k , es constante a lo largo de todo el proceso, y la descomposición de la hojarasca sigue una dinámica exponencial en la forma:

$$x_t = x_0 \cdot e^{-kt}$$

Donde,

x_t = Cantidad de biomasa remanente en el tiempo t

x_0 = Cantidad de biomasa inicial

k = Tasa de descomposición (años^{-1})

t = Tiempo (años)



El siguiente modelo planteado fue el modelo exponencial doble, el cual tiene en cuenta las dos fases naturales de la dinámica de la descomposición: una primera etapa donde los componentes solubles y relativamente fáciles de degradar son rápidamente utilizados por los descomponedores, mientras que los materiales más recalcitrantes se pierden a velocidades más lentas. Así, se asume que la hojarasca puede ser dividida en dos componentes, una fracción lábil y una fracción recalcitrante. Cada fracción decrece exponencialmente a una velocidad caracterizada por k_1 y k_2 , respectivamente. El total de la descomposición es representada por la suma de las pérdidas de biomasa de cada fracción:

$$x_t = a \cdot e^{-k_1 t} + b \cdot e^{-k_2 t}$$

Donde,

x_t = Cantidad de biomasa remanente en el tiempo t

a = Cantidad de biomasa lábil inicial

b = Cantidad de biomasa recalcitrante inicial

k_1 = Tasa de descomposición de la biomasa lábil (años^{-1})

k_2 = Tasa de descomposición de la biomasa recalcitrante (años^{-1})

t = Tiempo (años)

Se considera que la suma de a y b representa el total de la cantidad de hojarasca inicial. Por tanto, al trabajar con porcentajes de biomasa remanente, $a + b = 100$.

El modelo asintótico está estrechamente relacionado con los dos modelos anteriores, pudiendo ser entendido como el modelo exponencial simple que tiende hacia una constante positiva en lugar de hacia cero, o como el modelo exponencial doble con k_2 igual a cero, indicando que la fracción recalcitrante es completamente resistente a la degradación. Dado que ninguna parte de la hojarasca es completamente inmune al ataque microbiano, la bondad de este modelo es cuestionable. Sin embargo, bajo ciertas condiciones experimentales donde la fauna es excluida, el modelo asintótico puede describir los datos de manera adecuada, al menos para el tiempo durante el cual se desarrolla el estudio (Howard y Howard, 1974).

$$x_t = a \cdot e^{-kt} + b$$

Donde,

x_t = Cantidad de biomasa remanente en el tiempo t

a = Cantidad de biomasa lábil inicial



b = Cantidad de biomasa recalcitrante inicial

k = Tasa de descomposición de la biomasa lábil (años⁻¹)

t = Tiempo (años)

El siguiente modelo planteado fue el modelo lineal, que considera que la tasa de descomposición se incrementa con el tiempo. Esta función parece difícil de justificar biológicamente. No obstante, si se produce tan sólo una pequeña pérdida de masa en el curso del proceso de descomposición, una función lineal podría representar un ajuste bastante certero. Las hojarascas que tienen una pequeña cantidad de fracción lábil y recalcitrante, parecen seguir un modelo lineal, al menos durante el primer o el segundo año (Lang, 1973; Grigal y McColl, 1977).

$$x_t = x_0 - k \cdot t$$

Donde,

x_t = Cantidad de biomasa remanente en el tiempo t

x_0 = Cantidad de biomasa inicial

k = Tasa de descomposición (años⁻¹)

t = Tiempo (años)

Otro modelo propuesto fue el modelo cuadrático, que emplea una función polinómica de segundo grado para su definición. Dado que el tiempo crece indefinidamente, la biomasa remanente y la tasa de descomposición tenderán hacia un infinito positivo o negativo, lo cual es ilógico atendiendo a la biología de la descomposición de la hojarasca. Las propiedades matemáticas del modelo cuadrático en el límite le hacen ser uno de los menos apropiados para describir la dinámica de la descomposición (Wieder y Lang, 1982). Sin embargo, el modelo es capaz de describir el proceso de descomposición bastante bien en el rango de tiempo considerado.

$$x_t = x_0 + k_1 \cdot t + k_2 \cdot t^2$$

Donde,

x_t = Cantidad de biomasa remanente en el tiempo t

x_0 = Cantidad de biomasa inicial

k_1 = Tasa de descomposición 1 (años⁻¹)

k_2 = Tasa de descomposición 2 (años⁻¹)

t = Tiempo (años)



A continuación, se planteó el modelo potencial. Este modelo presenta la desventaja de aproximarse a infinito cuando el tiempo tiende a cero. Por tanto, se imposibilita el definir que para el instante $t = 0$, la cantidad de biomasa es 100. Pese a esta limitación, el modelo potencial consigue ajustar adecuadamente la descomposición de la hojarasca.

$$x_t = x_0 \cdot t^k$$

Donde,

x_t = Cantidad de biomasa remanente en el tiempo t

x_0 = Cantidad de biomasa inicial

k = Tasa de descomposición (años^{-1})

t = Tiempo (años)

Por último, fue planteado el modelo propuesto por Rovira y Rovira (2010). Este modelo hace referencia a diferentes casuísticas que puede adoptar la dinámica de la descomposición, asumiendo que la característica decreciente de la tasa de descomposición no tiene por qué cumplirse siempre, pues en los sistemas naturales, la velocidad a la que la biomasa es descompuesta puede fluctuar, debido a ciclos estacionales o a cambios de posición de la hojarasca con respecto al perfil del suelo. En el presente trabajo se adoptó el modelo relativo al decrecimiento exponencial de la tasa de descomposición, para el cual la velocidad de descomposición disminuye desde un valor inicial ($a + b$) en el tiempo 0 hasta un valor final (a) en un tiempo infinito. Así,

$$x_t = x_0 \cdot e^{-\frac{b}{m}(1-e^{-mt})-at}$$

Donde,

x_t = Cantidad de biomasa remanente en el tiempo t

x_0 = Cantidad de biomasa inicial

a, b, m = Tasas instantáneas de descomposición (años^{-1})

t = Tiempo (años)

Debe tenerse en cuenta que la evolución no es necesariamente un decrecimiento, pues si b o m toman valores negativos, la tasa de descomposición se incrementará.



5.5. Tasa de descomposición de la hojarasca

La tasa o velocidad de descomposición de la hojarasca se evaluó considerando la constante propia del modelo exponencial simple, $x_t = x_0 \cdot e^{-kt}$ (Jenny *et al.*, 1949; Olson, 1963), que permite establecer comparaciones entre los distintos tipos de hojarasca y de parcela implicados en el estudio, así como discutir los resultados con los obtenidos en diversos trabajos, por tratarse del método más frecuentemente usado y comentado en la literatura.

Para cada tratamiento, se calculó el tiempo requerido para la pérdida del 50% de masa o tiempo de semi-descomposición. Partiendo de que $2x_t = x_0$ y mediante una transformación logarítmica del modelo exponencial simple, se tiene que:

$$\ln \frac{x_t}{x_0} = -kt \rightarrow \ln \frac{x_0}{x_t} = kt \rightarrow \ln 2 = kt \rightarrow t = \frac{0.693}{k}$$

5.5. Tratamiento estadístico

Los datos fueron analizados empleando el software SPSS 17.0.

Para comparar las diferencias entre la descomposición de la hojarasca en los distintos tiempos y sistemas, los datos fueron tratados mediante un análisis de varianza (ANOVA) con un diseño factorial de tres vías, considerando tiempo (1, 3, 6, 12 meses), tipo de hojarasca (*Pinus sylvestris*, *Quercus cerrioides*, mezcla de herbáceas) y clase de parcela (pasto en uso, prado extensivo, prado intensivo, pasto abandonado) como factores de variación (Curry, 1969; Brinson, 1977). Las interacciones dobles y la interacción triple entre factores se analizaron representando los gráficos de líneas o gráficos de perfil. Para establecer las comparaciones múltiples *post-hoc* se empleó el test Tukey HDS ($\alpha = 0.05$). Los valores para el instante $t = 0$ no se incluyeron en el análisis de varianza, dado que para todos los tratamientos, el porcentaje de biomasa remanente es 100 en el instante inicial. De igual manera, no fueron considerados los datos registrados en el mes 9, ya que eran referidos únicamente al tipo de hojarasca “mezcla de herbáceas”, y por tanto no se hacía posible su comparación con el resto de tratamientos. Previamente se comprobó que se cumplieran las premisas que el análisis de varianza requiere: independencia, aleatoriedad de las muestras, normalidad de la distribución y homogeneidad de la varianza u homocedasticidad. La normalidad se analizó con el test Shapiro-Wilk, al tratarse de una población de $n < 50$. El test de Levene reveló la no existencia de igualdad de varianzas, sin embargo esta



se asumió cumplida dado que el tamaño muestral es el mismo para todos los casos de estudio.

Los ajustes a modelos matemáticos para describir la pérdida de masa a lo largo del tiempo se realizaron mediante regresión no lineal, empleando el método iterativo de Marquardt. El índice de ajuste (R^2) fue calculado como $[1 - (\text{Suma de cuadrados residual}) / (\text{Suma de cuadrados corregida})]$. La comparación de la bondad de ajuste de los modelos fue basada en los valores de R^2 , así como en el significado biológico de los coeficientes de regresión comprobados gráficamente. Los ajustes se realizaron con un conjunto de valores de biomasa remanente correspondientes a cinco instantes de tiempo, en el caso de *Pinus sylvestris* y *Quercus cerroides* (0, 1, 3, 6 y 12 meses) y seis instantes de tiempo en el caso de la mezcla de herbáceas (0, 1, 3, 6, 9 y 12 meses). Con el fin de constatar la veracidad de los modelos, se representaron conjuntamente las ecuaciones en un gráfico independiente para cada uno de los tipos de hojarasca y parcela, empleando el software Wolfram Mathematica 7.0.



6. RESULTADOS

6.1. Biomasa remanente

Las figuras 17, 18, 19 y 20 presentan la disminución de biomasa de los tres tipos de hojarasca, en las cuatro parcelas, a lo largo del tiempo de seguimiento.

En la parcela pasto en uso, se observa que transcurrido el tiempo de estudio, quedan residuos vegetales en los tres tipos de hojarasca, que oscilan entre 74.075 % en el caso de *P. sylvestris*, 73.972 % para *Q. cerrioides* y 29.022 % en la mezcla de gramíneas y leguminosas.

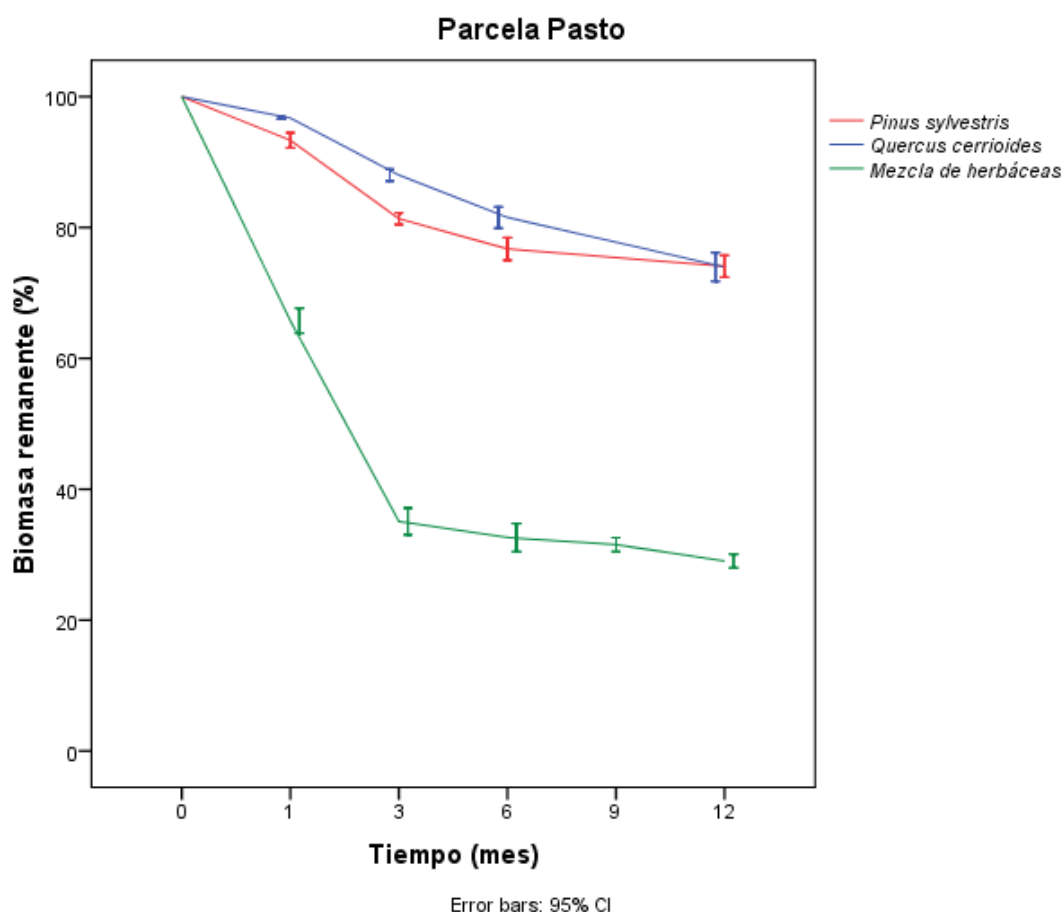


Figura 17. Evolución de la cantidad de biomasa remanente (media \pm error estándar) para las tres hojarasca consideradas en la parcela de pasto en uso.



La evolución de la biomasa remanente parece ser más similar entre las dos especies arbóreas, que disminuyen su contenido de biomasa de forma mucho más lenta que la hojarasca procedente de la mezcla de herbáceas. Esta mezcla de gramineas y leguminosas, muestra un descenso rápido durante los primeros tres meses, para estabilizarse hasta finalizar el periodo estudiado.

La parcela de prado extensivo reveló contenidos de biomasa remanente correspondientes a los tres tipos de hojarascas, al final del periodo de observación. Así, los valores encontrados se sitúan entre 63.925 % en el caso de *P. sylvestris*, 75.870 % para *Q. cerrioides* y 28.100 % en la mezcla de herbáceas.

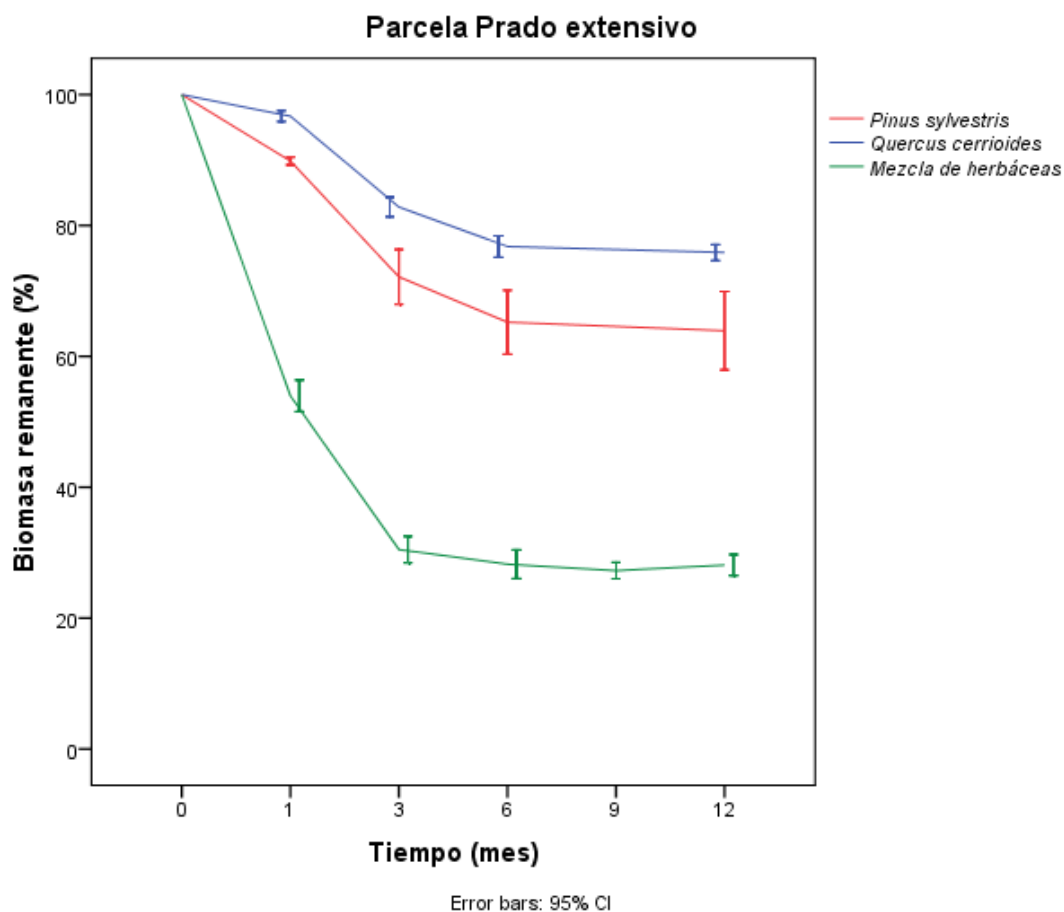


Figura 18. Evolución de la cantidad de biomasa remanente (media \pm error estándar) para las tres hojarascas consideradas en la parcela de prado extensivo.



La dinámica de la descomposición de la hojarasca sigue la misma tónica que en la parcela anterior. Así, las especies de *P. sylvestris* y *Q. cerrioides* muestran valores superiores de biomasa remanente a lo largo del estudio que los mostrados por la mezcla de herbáceas, siendo la biomasa remanente propia de la especie *Q. cerrioides* la que presenta porcentajes más elevados. La mezcla de gramíneas y leguminosas sigue una evolución similar a la comentada en la parcela pasto en uso, con un descenso fugaz hasta los tres meses que se ralentiza los seis restantes.

En la parcela de prado intensivo, los contenidos de biomasa remanente observados, una vez finalizado el periodo de toma de datos, fueron de 67.408 % para la hojarasca de *P. sylvestris*, 74.997 % en el *Q. cerrioides* y 29.152 % en el conjunto de gramíneas y leguminosas.

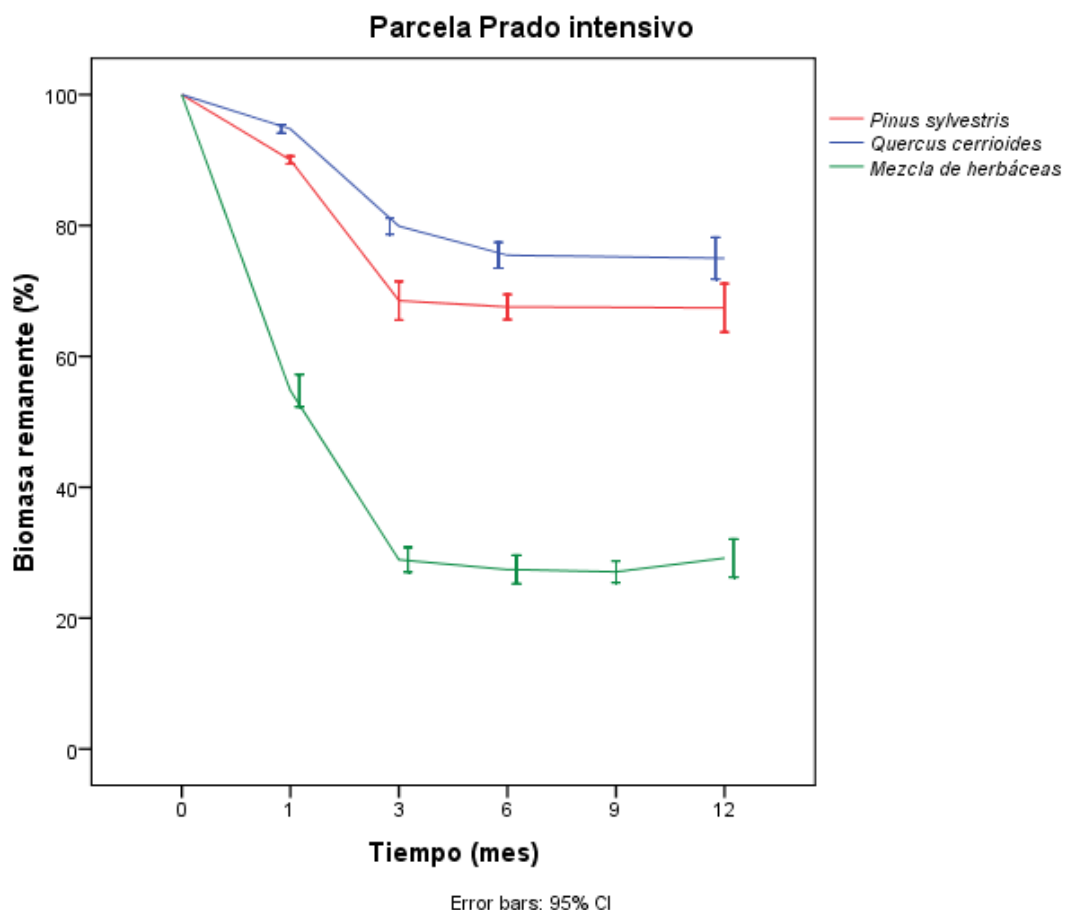


Figura 19. Evolución de la cantidad de biomasa remanente (media \pm error estándar) para las tres hojarascas consideradas en la parcela de prado intensivo.



La biomasa remanente dibuja una evolución muy similar a la reflejada en la parcela de prado extensivo. De nuevo las especies arbóreas presentan una menor pérdida de biomasa, en comparación a la producida en la mezcla de herbáceas, y es la especie de *Q. cerrioides* la que presenta una menor velocidad de descomposición. Del mismo modo, se aprecia el marcado descenso de biomasa del conjunto de herbáceas durante los tres primeros meses de estudio.

En la parcela de pasto abandonado, pueden observarse las cantidades de material vegetal remanente que se mantiene al cabo del año de estudio, correspondiendo un 73.326 % a la hojarasca de *P. sylvestris*, un 79.613 % a *Q. cerrioides* y 33.252 % a la mezcla de herbáceas.

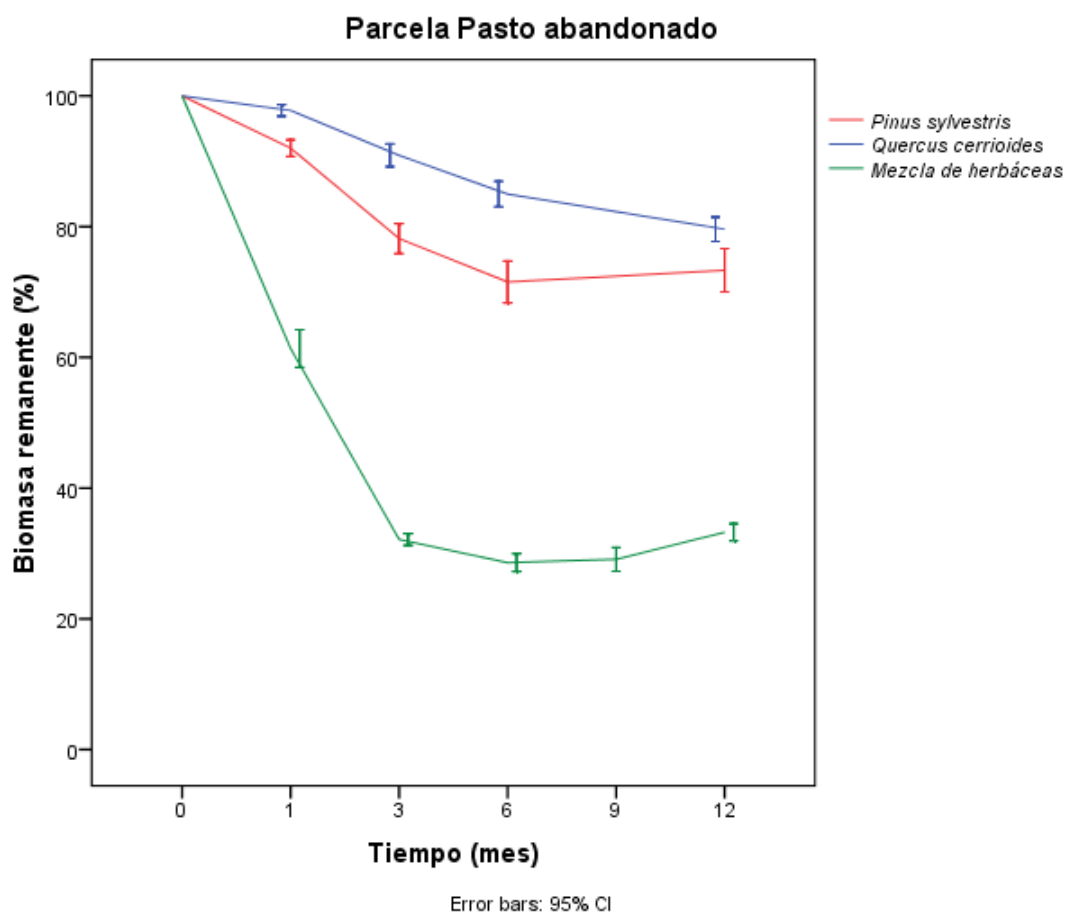


Figura 20. Evolución de la cantidad de biomasa remanente (media \pm error estándar) para las tres hojarascas consideradas en la parcela de pasto abandonado.



Siguiendo la línea comentada para las otras tres parcelas de estudio, en la parcela de pasto abandonado la biomasa decrece en menor medida en la especie *Q. cerrioides*, seguida de *P. sylvestris*. La mezcla de gramíneas y leguminosas, con una mayor disminución de biomasa, muestra de nuevo una elevada tasa de descomposición durante los tres primeros meses, estabilizándose el proceso hasta el final del periodo.

Los tipos de hojarasca y de parcela presentan diferencias significativas en el contenido de biomasa remanente. Las diferencias temporales también resultan significativas (Tabla 4). Estas diferencias establecidas son distintas según cada uno de los tipos, como indican las interacciones dobles y la interacción triple entre los factores de estudio, todas ellas estadísticamente significativas. Las figuras 21, 22, 23 y 24 muestran los gráficos de líneas o de perfil de la interacción Parcela x Tiempo x Hojarasca, donde para cada instante de tiempo, se representan las interacciones Parcela x Hojarasca, así como Hojarasca x Parcela, con vistas a interpretar esta triple interacción.

Tabla 4. Análisis de varianza para el porcentaje de biomasa remanente. g.l. = grados de libertad. n = 10. F = Estadístico de contraste. p = nivel de significación. $\alpha = 0.05$.

Fuente de variación	g.l.	F	p
Tiempo	3	1430,928	0,000
Hojarasca	2	10007,195	0,000
Parcela	3	114,411	0,000
Tiempo x Hojarasca	6	51,263	0,000
Parcela x Tiempo	9	5,992	0,000
Parcela x Hojarasca	6	10,146	0,000
Parcela x Tiempo x Hojarasca	18	5,116	0,000

El análisis de varianza (ANOVA) establece que al menos dos de las tres especies vegetales y dos de las cuatro parcelas difieren en el valor medio de porcentaje de masa remanente. Las pruebas de comparaciones múltiples (Test de Tukey HSD) dejaron ver que, como podía esperarse, existen diferencias significativas en la biomasa remanente para cada instante de tiempo medido; que la descomposición de los tres tipos de hojarasca es significativamente diferente; y que las parcelas se asocian en dos grupos: pasto en uso y pasto abandonado, y prado extensivo y prado intensivo, entre los cuales pueden verse diferencias significativas en la variable biomasa remanente. La siguiente tabla (Tabla 5), sin ánimo de repetir datos, sino de esclarecer estas diferencias significativas entre grupos, presenta los valores medios de biomasa remanente analizados.



Tabla 5. Porcentaje de biomasa remanente tras un tiempo de exposición para los materiales vegetales y parcelas de estudio. Letras distintas indican diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre los tratamientos referentes a tipo de hojarasca y clase de parcela.

% BIOMASA REMANENTE				
PARCELA	TIEMPO	<i>P. sylvestris</i>	<i>Q. cerrioides</i>	Mezcla de herbáceas
Pasto en uso	1 mes	93.325 \pm 1.601 b	96.730 \pm 0.289 c	65.738 \pm 2.657 a
	3 meses	81.342 \pm 1.267 b	88.023 \pm 1.276 c	35.068 \pm 2.850 a
	6 meses	76.733 \pm 2.427 b	81.536 \pm 2.286 c	32.611 \pm 2.999 a
	12 meses	74.075 \pm 2.325 b	73.972 \pm 3.077 c	29.022 \pm 1.450 a
Prado Extensivo	1 mes	89.855 \pm 0.820 e	96.720 \pm 1.150 f	53.961 \pm 3.354 d
	3 meses	72.146 \pm 5.854 e	82.827 \pm 2.101 f	30.473 \pm 2.836 d
	6 meses	65.222 \pm 6.812 e	76.790 \pm 2.291 f	28.240 \pm 3.076 d
	12 meses	63.925 \pm 8.376 e	75.870 \pm 1.697 f	28.100 \pm 2.251 d
Prado Intensivo	1 mes	90.017 \pm 0.807 e	94.767 \pm 0.879 f	54.744 \pm 3.460 d
	3 meses	68.512 \pm 4.140 e	79.901 \pm 1.743 f	28.916 \pm 2.615 d
	6 meses	67.563 \pm 2.689 e	75.458 \pm 2.746 f	27.420 \pm 3.028 d
	12 meses	67.408 \pm 5.182 e	74.997 \pm 4.468 f	29.151 \pm 4.072 d
Pasto abandonado	1 mes	92.009 \pm 1.769 b	97.778 \pm 1.246 c	61.353 \pm 4.034 a
	3 meses	78.170 \pm 3.207 b	90.904 \pm 2.435 c	32.146 \pm 1.263 a
	6 meses	71.531 \pm 4.491 b	84.977 \pm 2.725 c	28.598 \pm 1.905 a
	12 meses	73.326 \pm 4.607 b	79.613 \pm 2.603 c	33.252 \pm 1.826 a

La interacción Parcela x Tiempo representó que para todos los instantes de tiempo evaluados, la biomasa remanente media resultaba ser mayor en las parcelas pasto y pasto abandonado. Por otro lado, en todas las parcelas de estudio se observaban valores medios superiores de biomasa remanente en el instante $t = 1$ mes, mientras que para $t = 3, 6$ y 12 meses, los valores medios eran agrupados en niveles inferiores.

La interacción Parcela x Hojarasca mostró que todos los tipos de hojarasca presentaban valores medios de biomasa remanente superiores en las parcelas pasto y pasto abandonado. Junto a esto, podía observarse que la biomasa remanente media adquiría valores mucho más elevados para las especies *P. sylvestris* y *Q. cerrioides*, que en el caso de la mezcla de herbáceas, en todas las parcelas estudiadas.

La interacción Tiempo x Hojarasca presentó que la biomasa remanente media tomaba valores decrecientes desde los instantes 1 a 12 meses, en los tres tipos de hojarasca; y dichos valores eran superiores en las especies *P. sylvestris* y *Q. cerrioides*, en comparación con la hojarasca herbácea, para el conjunto de tiempos considerados.

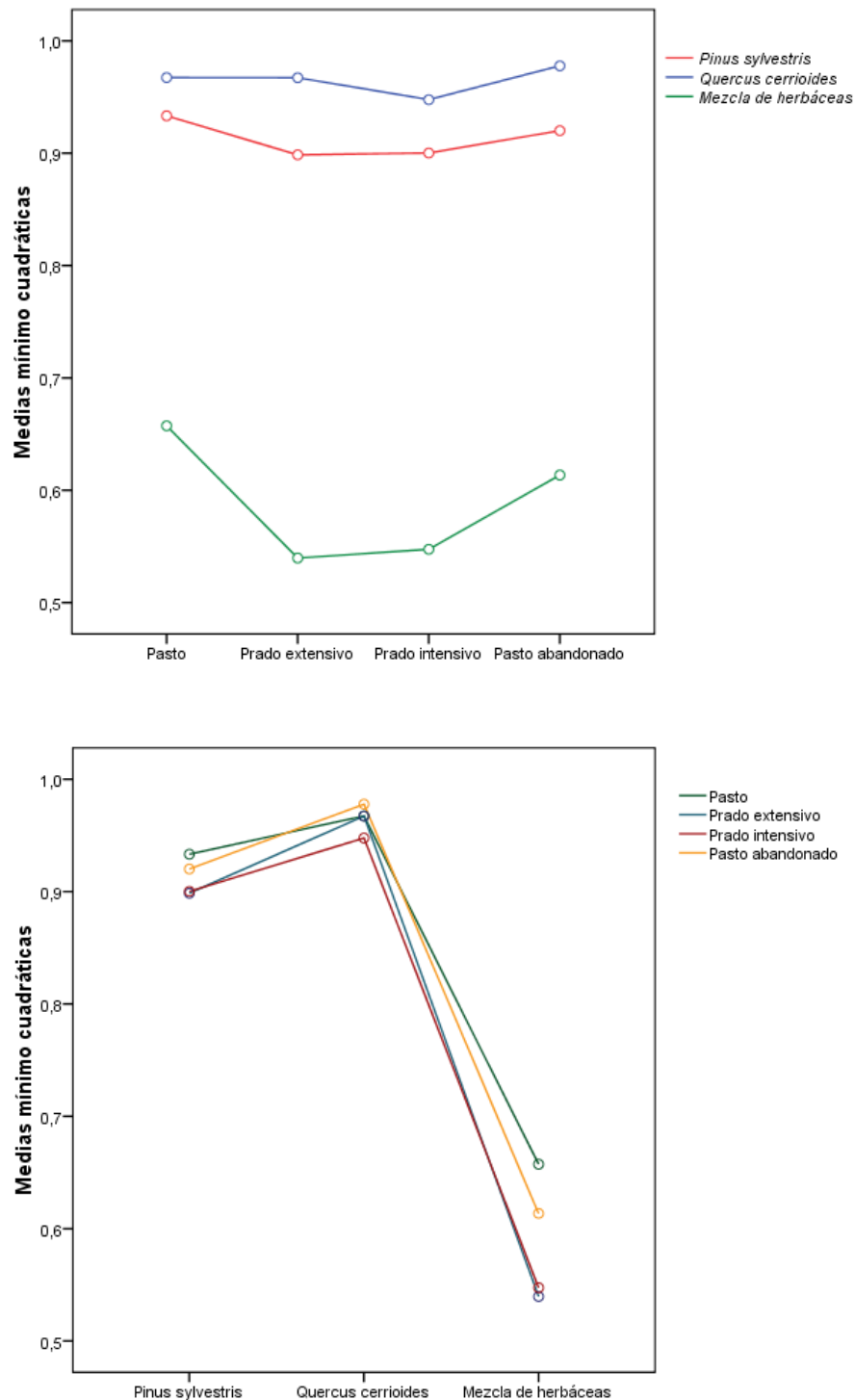


Figura 21. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela en el instante de tiempo $t = 1$ mes, para el análisis de Parcela x Tiempo x Hojarasca.

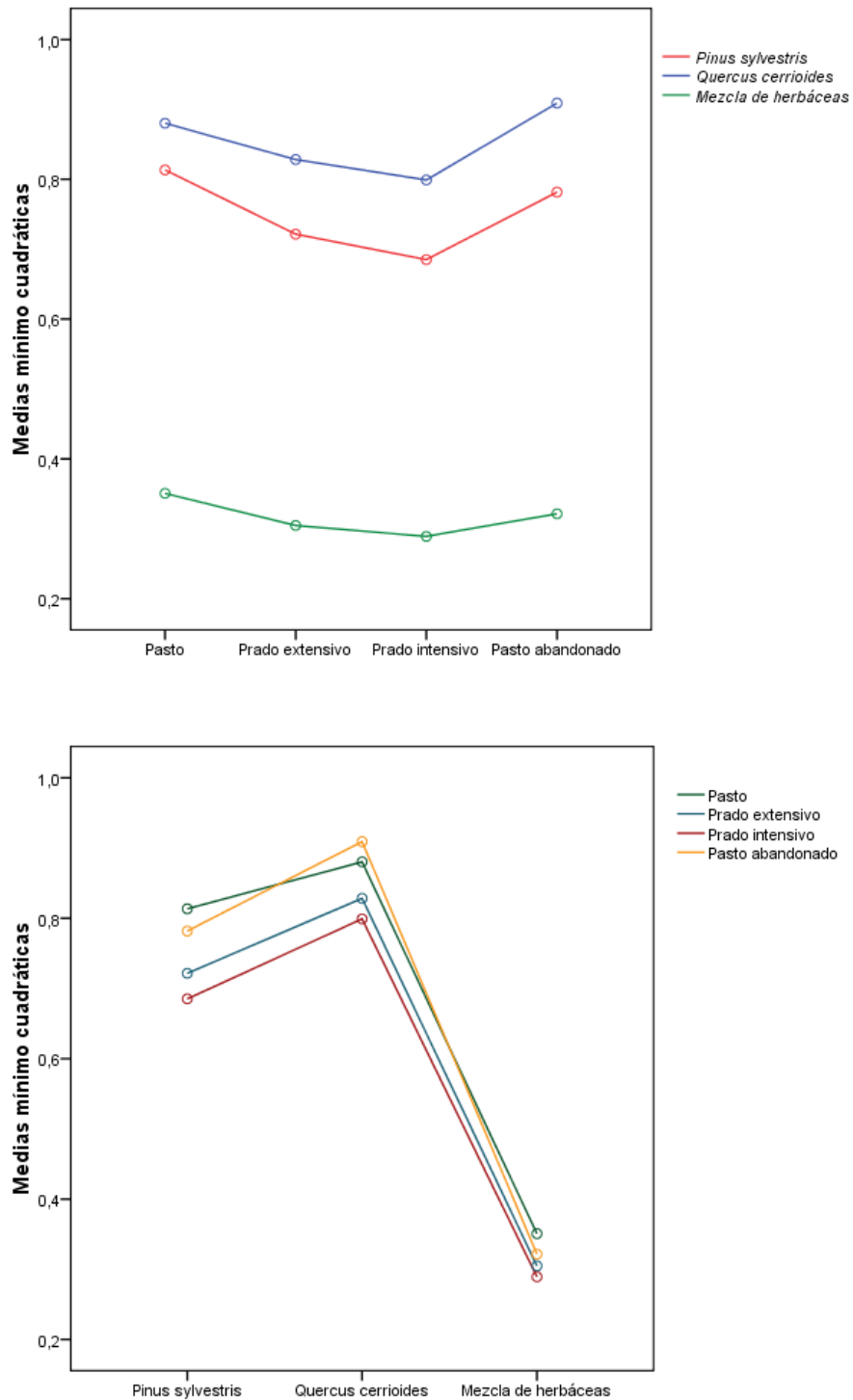


Figura 22. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela para el instante de tiempo $t = 3$ meses, para el análisis de Parcela x Tiempo x Hojarasca.

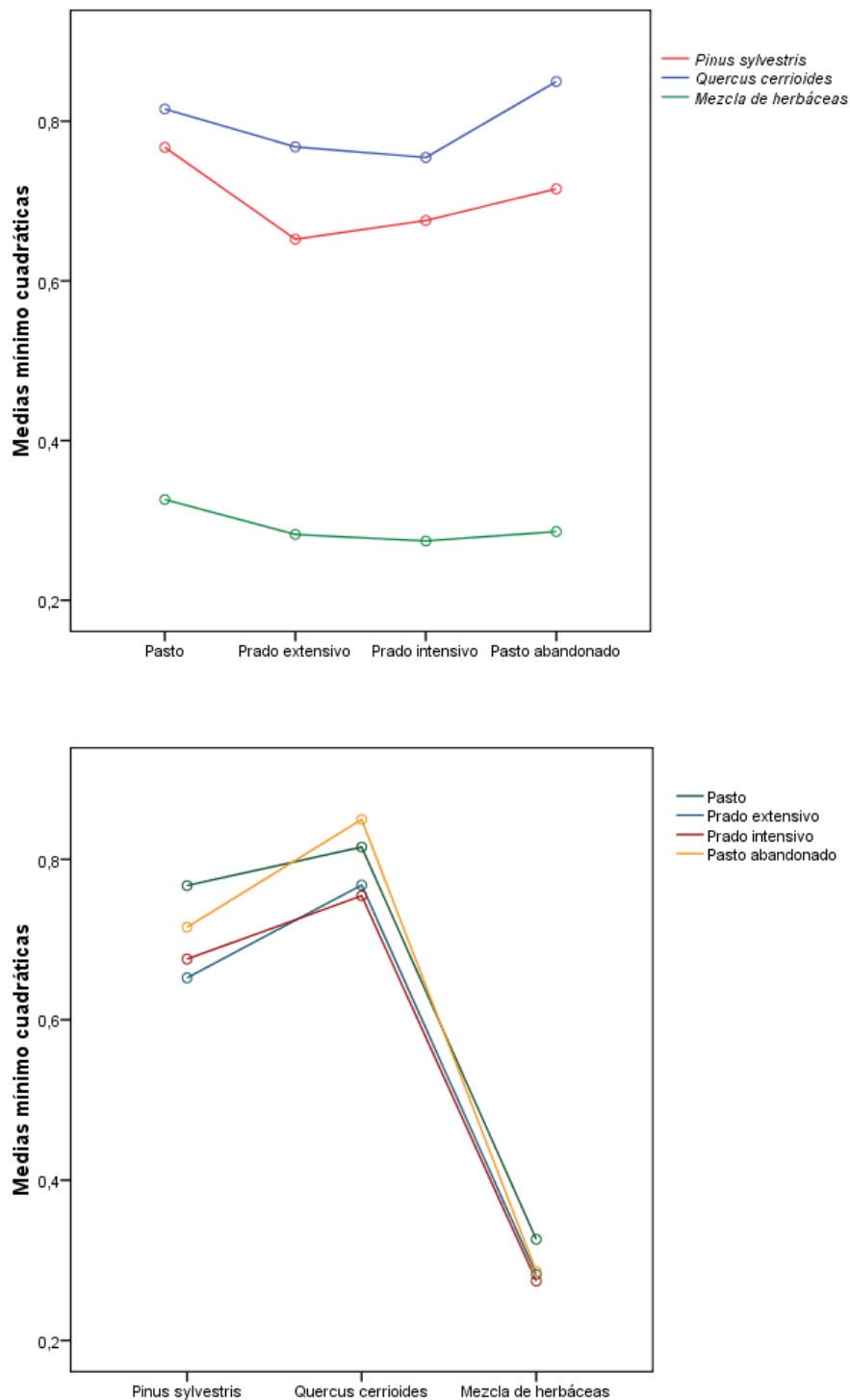


Figura 23. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela para el instante de tiempo $t = 6$ meses, para el análisis de Parcela x Tiempo x Hojarasca.

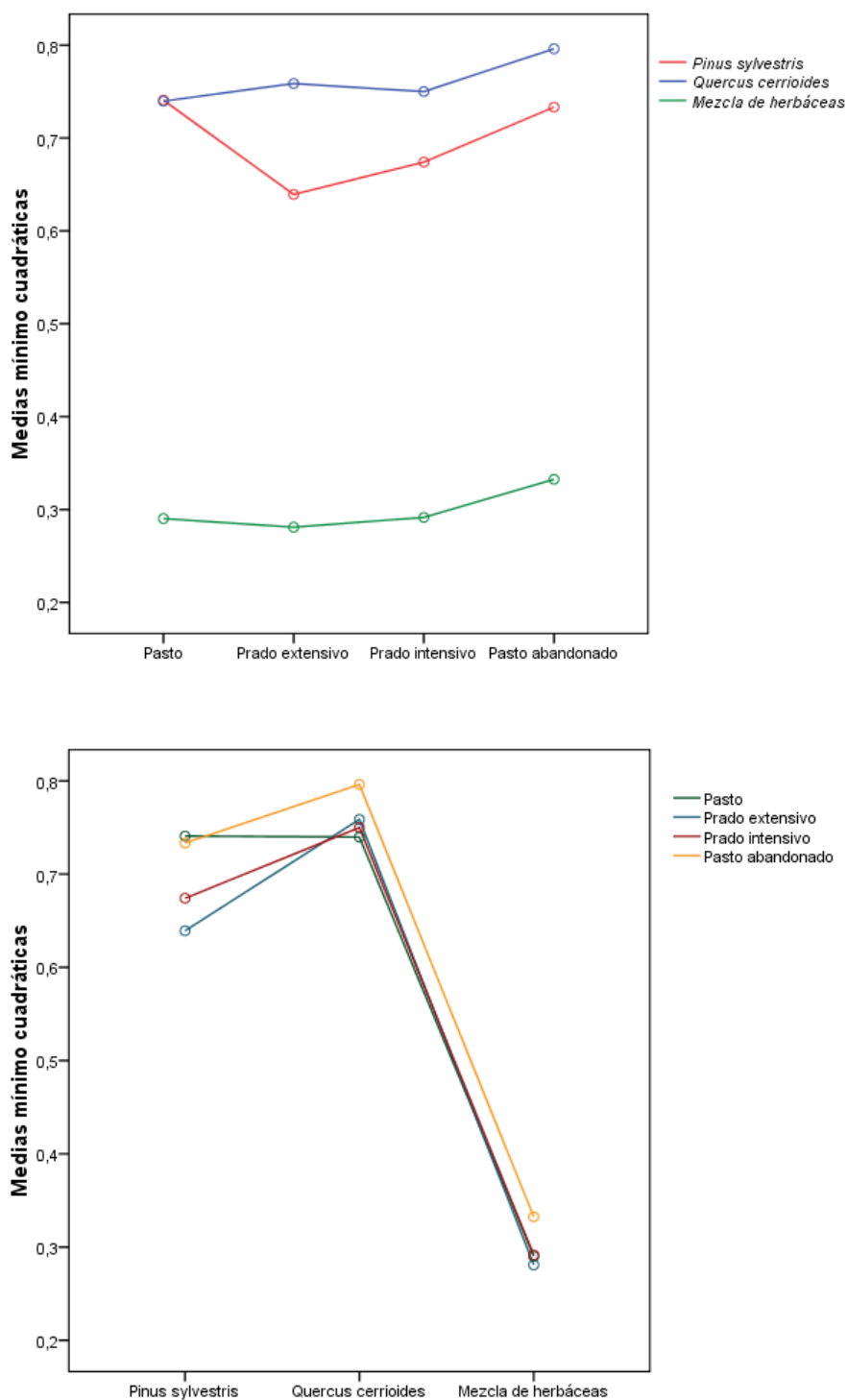


Figura 24. Gráficos de perfil de la interacción Parcela x Hojarasca / Hojarasca x Parcela para el instante de tiempo $t = 12$ meses, para el análisis de Parcela x Tiempo x Hojarasca.



La interacción de los factores “clase de parcela” y “tipo de hojarasca” en el instante $t=1$ mes plasmó mayores valores de biomasa remanente media en las parcelas de pasto en uso y pasto abandonado, respecto las parcelas de prados de siega, siendo estas diferencias más acusados en el caso de la hojarasca procedente de la mezcla de herbáceas. A su vez, en todas las parcelas, la biomasa remanente media alcanza niveles más altos en las dos especies arbóreas, *P. sylvestris* y *Q. cerrroides*, situándose por debajo la mezcla de gramíneas y leguminosas.

En el instante $t=3$ meses, la interacción entre los clases de parcela y de hojarasca volvió a mostrar valores de biomasa remanente media superiores en las parcelas de pasto en uso y pasto abandonado, notándose estas diferencias en mayor medida en las dos especies arbóreas. Por otro lado, todas las parcelas incluidas en el estudio revelaron valores medios de la variable biomasa remanente, de mayor a menor, en *Q. cerrroides*, *P. sylvestris* y mezcla de herbáceas.

Los resultados de la interacción de los factores “clase de parcela” y “tipo de hojarasca” en el instante $t=6$ meses fueron muy similares a los observados en el instante $t=3$ meses, anteriormente comentados. Así, en las tres especies vegetales se advertía una biomasa remanente media superior en las parcelas de pasto en uso y pasto abandonado, que se manifestaba de forma más marcada en las especies de *Q. cerrroides*, *P. sylvestris*. Por su parte, en las cuatro parcelas estudiadas, los mayores valores de biomasa remanente media correspondieron a la especie de quejigo y los menores al conjunto de gramíneas y leguminosas.

El análisis de la interacción entre los clases de parcela y material vegetal, una vez transcurridos doce meses, $t=12$, presentaron valores de biomasa remanente media superiores en la parcela de pasto abandonado, en las tres hojarascas estudiadas. En este instante, la parcela de pasto en uso mostró valores inferiores de la variable que la parcela de prado extensivo en la especie *Q. cerrroides* y que la parcela de prado intensivo en la hojarasca de herbáceas. El conjunto de las clases de parcela representó una biomasa remanente media inferior en la mezcla de herbáceas, y superior en las especies de *Q. cerrroides* y *P. sylvestris*, mayor en la primera de estas, y coincidente entre ambas únicamente en el caso de la parcela de pasto en uso.



6.2. Modelos de ajuste de la descomposición

Las ecuaciones propuestas para definir el proceso de descomposición de la hojarasca, y su grado de adecuación o ajuste quedan expuestas en las tablas 6,7,8,9,10,11 y 12.

El conocido y ampliamente extendido, modelo exponencial simple, mostró índices de ajuste comprendidos entre $R^2 = 0.433$ en la hojarasca de *P. sylvestris* correspondiente a la parcela de prado intensivo, y $R^2 = 0.899$ en la especie *Q. cerrioides* en la parcela de pasto en uso. Para el conjunto de parcelas estudiadas, la especie de quejigo fue la que pareció ajustarse más adecuadamente al modelo, mientras la hojarasca procedente de herbáceas mostraba los menores ajustes, con excepción del valor inferior extremo alcanzado por la especie de pino en la parcela de prado intensivo. Los valores más altos de R^2 se manifestaron en la parcela de pasto en uso y los más bajos en la parcela de prado intensivo, en los tres tipos de material vegetal.

El modelo exponencial doble fue uno de los que ofrecieron mejores ajustes, dentro de los siete modelos matemáticos propuestos para análisis. Los índices se situaron entre $R^2 = 0.781$ en la especie de *P. sylvestris* y parcela de prado extensivo, y $R^2 = 0.974$ para la mezcla de herbáceas en la parcela de pasto abandonado. En las cuatro parcelas de estudio, la hojarasca procedente de gramíneas y leguminosas destacó por su mejor ajuste al modelo, correspondiendo a la especie *P. sylvestris* el ajuste más somero. Respecto a las parcelas, los valores superiores de R^2 pertenecieron a la parcela de pasto en uso y los inferiores a la parcela de prado intensivo, a excepción de los dos valores extremos antes mencionados, que consideraban a las parcela pasto abandonado y prado extensivo como máximo y mínimo.

El modelo asintótico proporcionó resultados similares a los obtenidos en el modelos exponencial doble, situandose en uno de los óptimos a tener en cuenta. De esta manera, los índices de ajuste variaban entre $R^2 = 0.779$ en la especie de *P. sylvestris* y parcela de prado extensivo, y $R^2 = 0.969$ para la hojarasca herbácea en la parcela de pasto. De nuevo, la mezcla de especies herbáceas mostró los mayores ajustes en las cuatro parcelas, y los menores índices se asignaron a la hojarasca de *P. sylvestris*. En los tres tipos de material vegetal, los valores de R^2 más altos se alcanzaron en la parcela de pasto y los menores en la parcela de prado intensivo, exceptuando esta vez al valor mínimo relativo a *P. sylvestris* obtenido en la parcela de prado extensivo.

El modelo lineal mostró índices de ajuste comprendidos entre $R^2 = 0.367$ para la mezcla de herbáceas en la parcela de prado intensivo, y $R^2 = 0.882$ para la especie *Q. cerrioides* en la parcela de pasto en uso. Esta especie de quejigo presentó los ajustes



más adecuados para el total de parcelas estudiadas, correspondiendo a la mezcla de herbáceas los ajustes más bajos a este modelo. Considerando las tres especies de hojarasca, los valores superiores de R^2 fueron establecidos en la parcela de pasto en uso y los valores inferiores en la parcela de prado intensivo, coincidiendo esta vez con los índices de ajuste máximos y mínimos, ya observados.

El modelo cuadrático presentó ajustes superiores a los presentados por el modelo lineal o el modelo exponencial simple. Los índices de ajuste oscilaron entre $R^2 = 0.711$ para la mezcla de herbáceas en la parcela de prado intensivo y $R^2 = 0.948$ para la hojarasca de *Q. cerrroides* en la parcela de pasto en uso. Las hojarascas de *Q. cerrroides* y la mezcla de gramíneas y leguminosas mostraron los niveles de ajuste superiores e inferiores, respectivamente, en las cuatro parcelas de análisis. Coincidiendo nuevamente con los máximos y mínimos alcanzados, los valores mayores de R^2 se muestran en la parcela pasto en uso y los menores en la parcela prado intensivo, para los tres tipos de hojarasca evaluados en el estudio.

El modelo potencial también resultó mostrar ajustes que mejoraban a los propios de los modelos lineal o exponencial simple. Los valores del índice de ajuste estaban comprendidos entre $R^2 = 0.702$ para la hojarasca de *P. sylvestris* en la parcela de prado intensivo y $R^2 = 0.937$ para la especie arbórea *Q. cerrroides* en la parcela de pasto. La hojarasca de *Q. cerrroides* alcanzó los índices superiores en las cuatro parcelas, mientras que los inferiores correspondieron a la especie de *P. sylvestris* en todas las parcelas consideradas, con la excepción de la parcela pasto, en la cual la mezcla de herbáceas fue la que se ajustó al modelo con menor rigor. Respecto a las parcelas, los valores más altos de R^2 se muestran en la parcela de pasto y los más bajos en la parcela de prado intensivo, para los tres tipos de hojarasca evaluados.

El modelo propuesto por Rovira y Rovira (2010) presentó buenos ajustes en todos los casos, próximos a los modelos exponencial doble y asintótico. Los índices de ajuste quedaron comprendidos entre $R^2 = 0.780$ de la especie *P. sylvestris* en la parcela de prado extensivo y $R^2 = 0.969$ de la mezcla de herbáceas en la parcela de pasto abandonado. En todas las parcelas, la hojarasca procedente de gramíneas y leguminosas mostró los mejores ajustes al modelo, siendo la especie arborea *P. sylvestris* la que respondió a los ajustes más débiles. Los mayores valores de R^2 se representan en la parcela de pasto, exceptuando el valor máximo, alcanzado por la mezcla de herbáceas en la parcela de pasto abandonado, así como el valor de esta misma hojarasca alcanzado en la parcela de prado extensivo. Los menores valores de R^2 se recogen en prado intensivo para los tres tipos de hojarasca, a excepción del valor mínimo registrado en *P. sylvestris* en la parcela de prado extensivo.



Tabla 6. Ecuaciones del modelo exponencial simple. R^2 : Índice de ajuste.

MODELO EXPONENCIAL SIMPLE		
PASTO EN USO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 91.014e^{-0.247t}$ $R^2 = 0.700$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 96.810e^{-0.291t}$ $R^2 = 0.899$
	Mezcla de herbáceas	$y = 64.800e^{-1.103t}$ $R^2 = 0.635$
PRADO EXTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 86.401e^{-0.384t}$ $R^2 = 0.535$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 86.401e^{-0.384t}$ $R^2 = 0.535$
	Mezcla de herbáceas	$y = 53.923e^{-0.979t}$ $R^2 = 0.507$
PRADO INTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 84.065e^{-0.297t}$ $R^2 = 0.433$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 90.828e^{-0.244t}$ $R^2 = 0.563$
	Mezcla de herbáceas	$y = 53.510e^{-0.973t}$ $R^2 = 0.455$
PASTO ABANDONADO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 88.233e^{-0.248t}$ $R^2 = 0.493$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 97.580e^{-0.223t}$ $R^2 = 0.844$
	Mezcla de herbáceas	$y = 58.535e^{-0.967t}$ $R^2 = 0.473$



Tabla 7. Ecuaciones del modelo exponencial doble. R^2 : Índice de ajuste.

MODELO EXPONENCIAL DOBLE		
PASTO EN USO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 28.097e^{-5.141x} + 74.385e^{-0.005x}$ $R^2 = 0.941$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 19.403e^{-3.365x} + 82.428e^{-0.117x}$ $R^2 = 0.951$
	Mezcla de herbáceas	$y = 73.356e^{-9.396x} + 30.764e^{-0.021x}$ $R^2 = 0.969$
PRADO EXTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 46.129e^{-4.698x} + 57.275e^{0.105x}$ $R^2 = 0.781$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 42.077e^{-3.322x} + 62.779e^{0.170x}$ $R^2 = 0.946$
	Mezcla de herbáceas	$y = 73.202e^{-12.135x} + 27.044e^{0.033x}$ $R^2 = 0.966$
PRADO INTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 46.343e^{-6.673x} + 60.816e^{0.107x}$ $R^2 = 0.863$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 37.252e^{-4.572x} + 67.528e^{0.101x}$ $R^2 = 0.894$
	Mezcla de herbáceas	$y = 77.019e^{-11.189x} + 23.645e^{0.206x}$ $R^2 = 0.956$
PASTO ABANDONADO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 46.108e^{-3.548x} + 55.994e^{0.252x}$ $R^2 = 0.857$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 35.520e^{-1.641x} + 65.935e^{0.098x}$ $R^2 = 0.908$
	Mezcla de herbáceas	$y = 79.830e^{-8.694x} + 21.367e^{0.437x}$ $R^2 = 0.974$



Tabla 8. Ecuaciones del modelo asintótico. R^2 : Índice de ajuste.

MODELO ASINTÓTICO		
PASTO EN USO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 73.995 + 28.409e^{-5.034x}$ $R^2 = 0.941$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 70.269 + 31.001e^{-2.098x}$ $R^2 = 0.951$
	Mezcla de herbáceas	$y = 30.287 + 73.703e^{-9.284x}$ $R^2 = 0.969$
PRADO EXTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 63.278 + 41.280e^{-5.801x}$ $R^2 = 0.779$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 75.031 + 31.211e^{-5.163x}$ $R^2 = 0.938$
	Mezcla de herbáceas	$y = 27.683 + 72.758e^{-12.356x}$ $R^2 = 0.966$
PRADO INTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 66.287 + 41.826e^{-8.121x}$ $R^2 = 0.853$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 74.257 + 31.650e^{-6.108x}$ $R^2 = 0.888$
	Mezcla de herbáceas	$y = 27.387 + 74.323e^{-12.360x}$ $R^2 = 0.950$
PASTO ABANDONADO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 71.836 + 32.577e^{-6.365x}$ $R^2 = 0.837$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 76.992 + 24.690e^{-2.253x}$ $R^2 = 0.908$
	Mezcla de herbáceas	$y = 29.676 + 74.121e^{-10.773x}$ $R^2 = 0.955$



Tabla 9. Ecuaciones del modelo lineal. R^2 : Índice de ajuste.

MODELO LINEAL		
PASTO EN USO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 90.283 - 18.921x$ $R^2 = 0.674$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 95.999 - 23.641x$ $R^2 = 0.882$
	Mezcla de herbáceas	$y = 57.745 - 35.052x$ $R^2 = 0.534$
PRADO EXTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 84.723 - 25.214x$ $R^2 = 0.500$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 92.401 - 19.988x$ $R^2 = 0.628$
	Mezcla de herbáceas	$y = 48.511 - 26.862x$ $R^2 = 0.419$
PRADO INTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 82.877 - 19.800x$ $R^2 = 0.403$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 90.016 - 18.518x$ $R^2 = 0.537$
	Mezcla de herbáceas	$y = 47.885 - 25.908x$ $R^2 = 0.367$
PASTO ABANDONADO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 87.365 - 18.091x$ $R^2 = 0.466$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 97.069 - 18.936x$ $R^2 = 0.830$
	Mezcla de herbáceas	$y = 52.233 - 27.851x$ $R^2 = 0.376$



Tabla 10. Ecuaciones del modelo cuadrático. R^2 : Índice de ajuste.

MODELO CUADRÁTICO		
PASTO EN USO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 97.679 - 66.553x + 43.188x^2$ $R^2 = 0.912$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 100.268 - 51.130x + 24.925x^2$ $R^2 = 0.948$
	Mezcla de herbáceas	$y = 73.320 - 132.755x + 91.892x^2$ $R^2 = 0.790$
PRADO EXTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 96.625 - 101.857x + 69.493x^2$ $R^2 = 0.756$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 101.555 - 78.938x + 53.451x^2$ $R^2 = 0.931$
	Mezcla de herbáceas	$y = 63.190 - 118.942x + 86.604x^2$ $R^2 = 0.721$
PRADO INTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 95.284 - 99.700x + 72.446x^2$ $R^2 = 0.769$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 99.511 - 79.661x + 55.439x^2$ $R^2 = 0.862$
	Mezcla de herbáceas	$y = 63.996 - 126.970x + 95.051x^2$ $R^2 = 0.711$
PASTO ABANDONADO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 98.028 - 86.756x + 62.260x^2$ $R^2 = 0.840$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 100.870 - 43.415x + 22.196x^2$ $R^2 = 0.907$
	Mezcla de herbáceas	$y = 71.076 - 146.051x + 111.171x^2$ $R^2 = 0.794$



Tabla 11. Ecuaciones del modelo potencial. R^2 : Índice de ajuste.

MODELO POTENCIAL		
PASTO EN USO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 72.576x^{-0.097}$ $R^2 = 0.911$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 75.143x^{-0.105}$ $R^2 = 0.937$
	Mezcla de herbáceas	$y = 25.886x^{-0.357}$ $R^2 = 0.888$
PRADO EXTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 60.761x^{-0.150}$ $R^2 = 0.715$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 73.271x^{-0.105}$ $R^2 = 0.899$
	Mezcla de herbáceas	$y = 23.880x^{-0.308}$ $R^2 = 0.824$
PRADO INTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 62.940x^{-0.128}$ $R^2 = 0.702$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 72.019x^{-0.102}$ $R^2 = 0.812$
	Mezcla de herbáceas	$y = 23.551x^{-0.315}$ $R^2 = 0.759$
PASTO ABANDONADO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 69.633x^{-0.104}$ $R^2 = 0.732$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 80.205x^{-0.082}$ $R^2 = 0.895$
	Mezcla de herbáceas	$y = 25.522x^{-0.328}$ $R^2 = 0.774$



Tabla 12. Ecuaciones del modelo Rovira y Rovira, 2010. R^2 : Índice de ajuste.

MODELO ROVIRA Y ROVIRA, 2010		
PASTO EN USO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 102.540e^{-0.342(1-e^{-4.297t})} + 0.013t$ $R^2 = 0.940$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 101.837e^{-0.232(1-e^{-2.725t})} - 0.101t$ $R^2 = 0.951$
	Mezcla de herbáceas	$y = 104.739e^{-1.349(1-e^{-5.652t})} + 0.103t$ $R^2 = 0.961$
	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 103.563e^{-0.704(1-e^{-3.308t})} + 0.197t$ $R^2 = 0.780$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 104.868e^{-0.678(1-e^{-2.275t})} + 0.285t$ $R^2 = 0.945$
	Mezcla de herbáceas	$y = 100.894e^{-1.425(1-e^{-7.302t})} + 0.152t$ $R^2 = 0.963$
PRADO INTENSIVO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 107.117e^{-0.609(1-e^{-5.126t})} + 0.148t$ $R^2 = 0.857$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 104.808e^{-0.497(1-e^{-3.533t})} + 0.150t$ $R^2 = 0.892$
	Mezcla de herbáceas	$y = 104.808e^{-0.497(1-e^{-3.533t})} + 0.150t$ $R^2 = 0.951$
	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 102.249e^{-0.792(1-e^{-2.414t})} + 0.389t$ $R^2 = 0.856$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 101.459e^{-0.756(1-e^{-0.985t})} + 0.231t$ $R^2 = 0.908$
	Mezcla de herbáceas	$y = 102.717e^{-1.891(1-e^{-4.564t})} + 0.751t$ $R^2 = 0.969$
PASTO ABANDONADO	<i>Pinus sylvestris</i>	$y = 102.249e^{-0.792(1-e^{-2.414t})} + 0.389t$ $R^2 = 0.856$
	<i>Quercus cerrioides</i>	$y = 101.459e^{-0.756(1-e^{-0.985t})} + 0.231t$ $R^2 = 0.908$
	Mezcla de herbáceas	$y = 102.717e^{-1.891(1-e^{-4.564t})} + 0.751t$ $R^2 = 0.969$

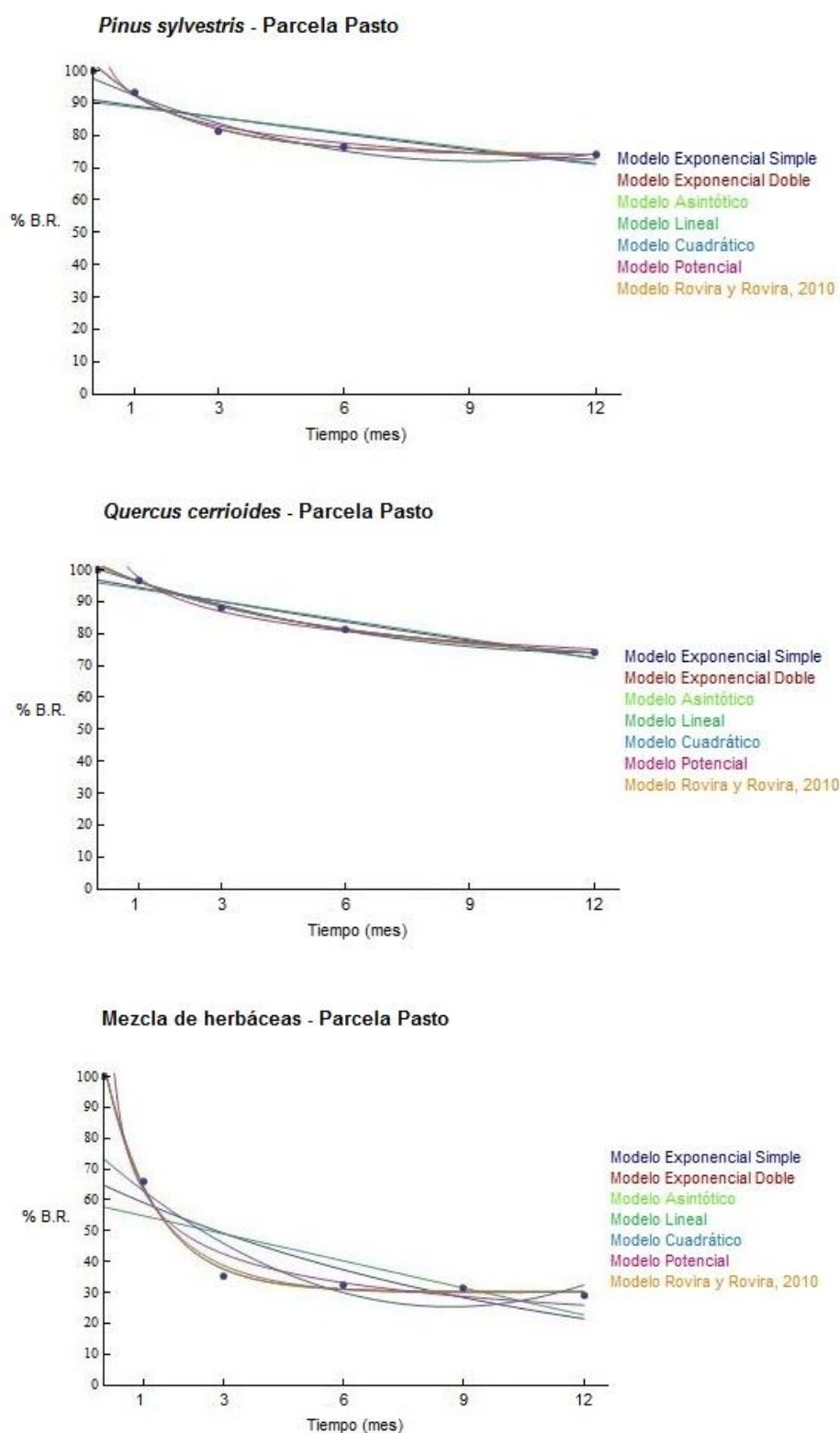


Figura 25. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de pasto en uso.

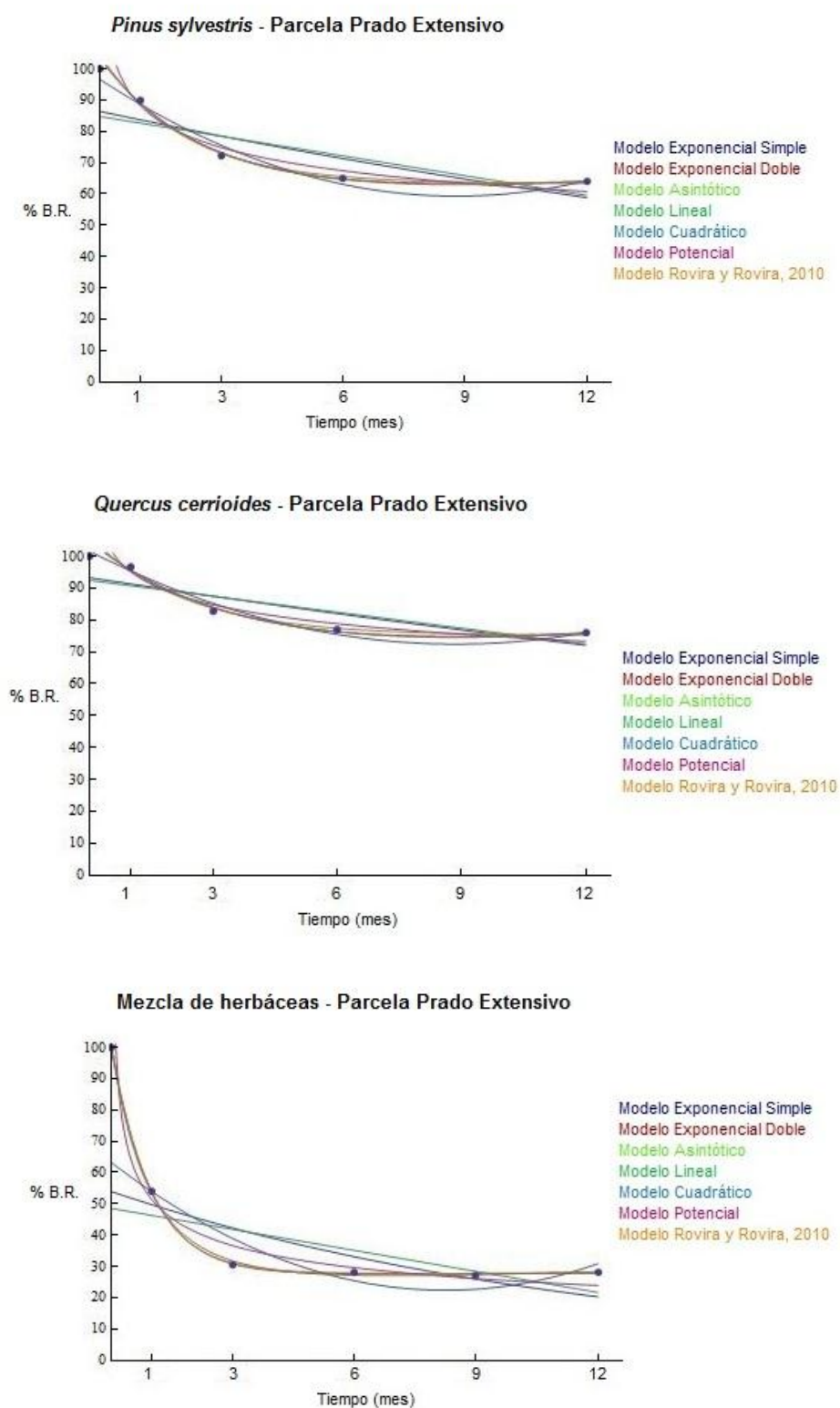


Figura 26. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de prado extensivo.

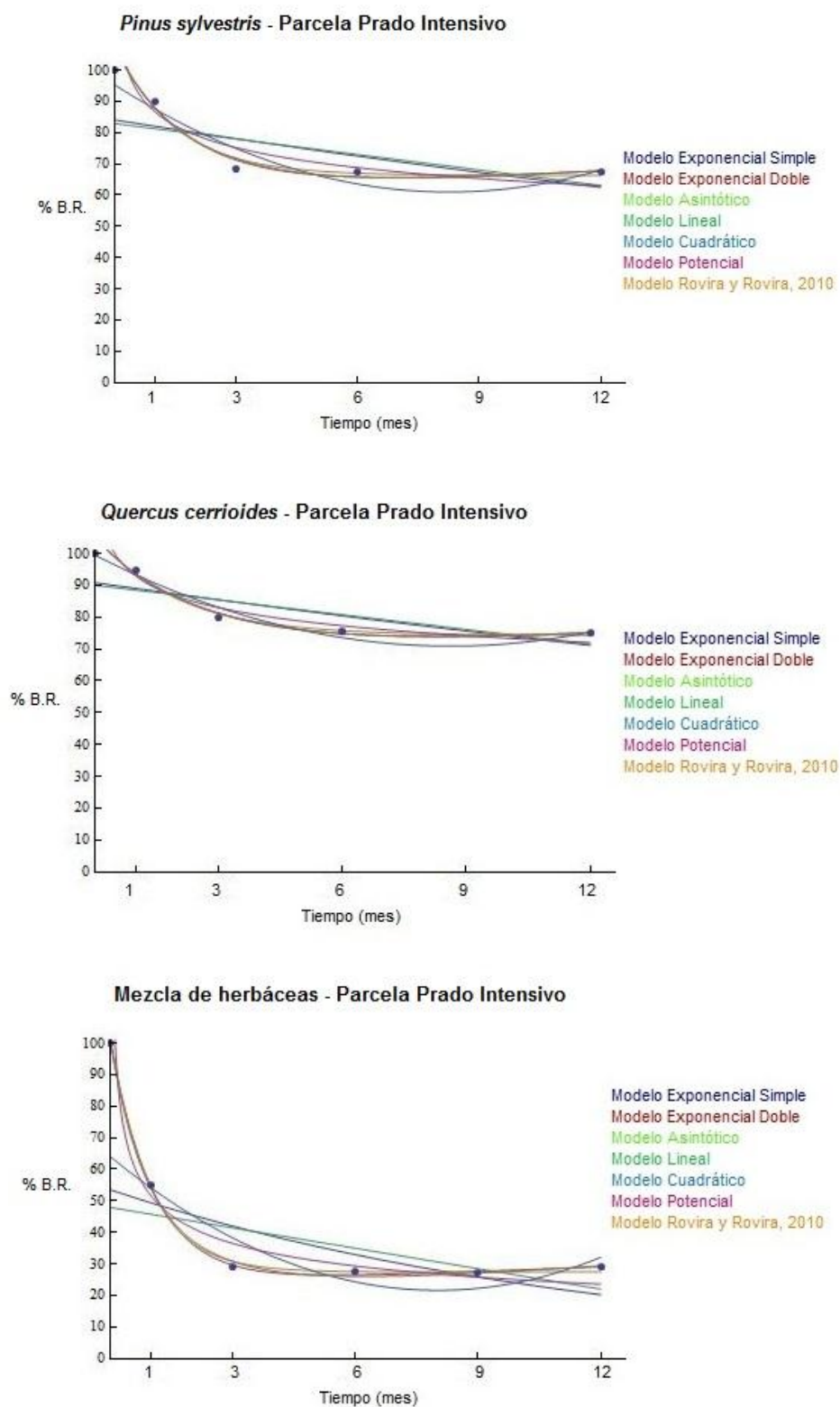


Figura 27. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de prado intensivo.

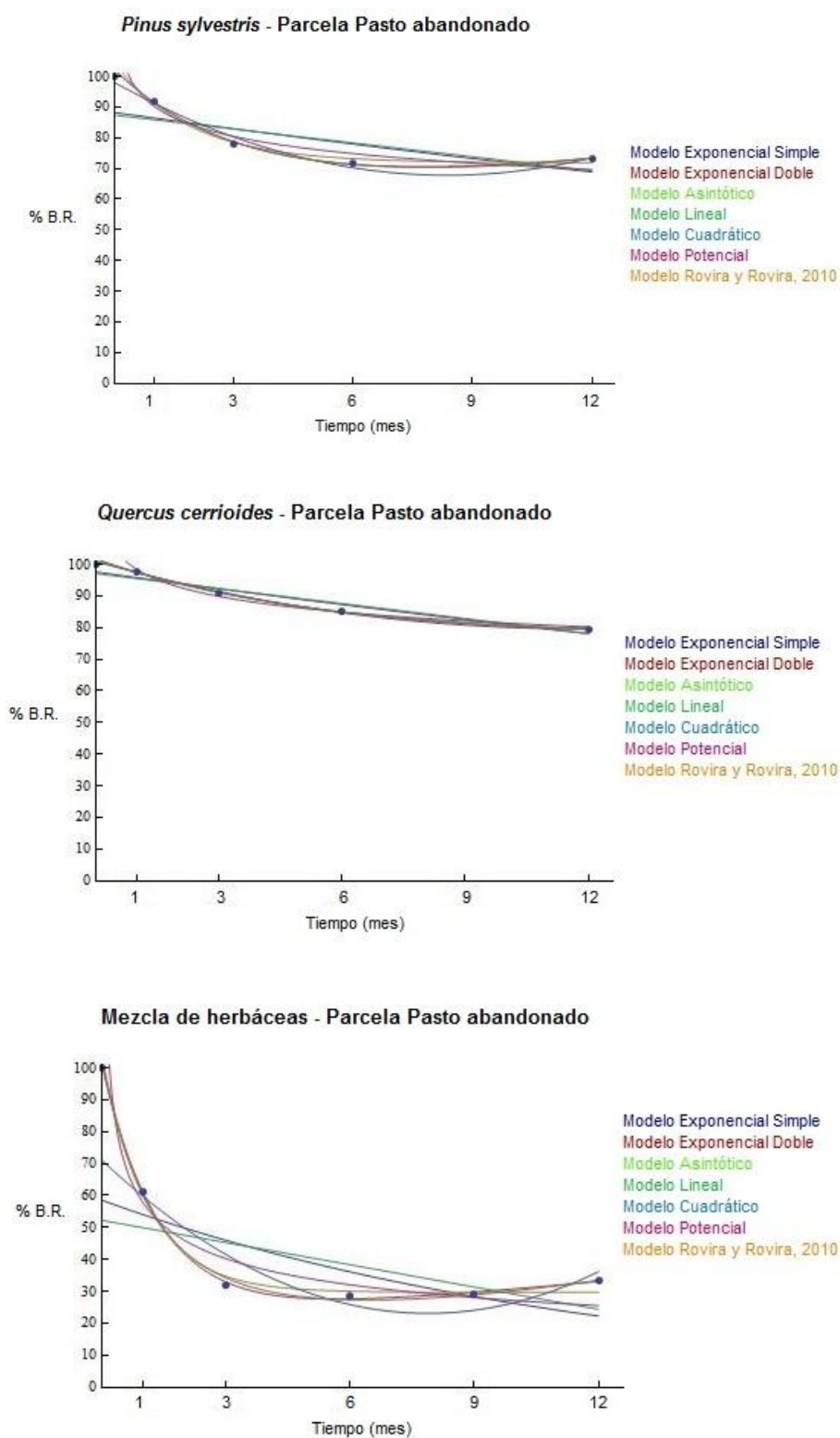


Figura 28. Representación gráfica de los modelos de ajuste de la descomposición para los tres tipos de hojarasca analizada en la parcela de pasto abandonado.



Los gráficos representados en las figuras 25, 26, 27 y 28 reflejan las ecuaciones propias de los modelos de ajuste aplicados al proceso de descomposición, para cada una de las especies vegetales en cada una de las parcelas de estudio. Además de los modelos de ajuste, en los graficos anteriores se reflejan los valores medios de biomasa remanente obtenida en las sucesivas mediciones. Como ya se observó en el análisis de los índices de ajuste, los modelos que mejor describen el proceso y se ajustan a su propia definición, en todos los tipos de hojarasca y parcela, son el modelo exponencial doble, el modelo asintótico y el modelo de Rovira y Rovira, 2010. Este óptimo ajuste de los tres modelos con respecto al resto se advierte en mayor medida en el material vegetal compuesto por la mezcla de herbáceas, que al sufrir un fuerte decaimiento en los primeros meses, dificulta un mejor ajuste a otros modelos como el exponencial simple o el lineal. A modo de resumen, se presentan en la tabla 13 los modelos que muestran un mejor ajuste al proceso de descomposición para cada tipo de hojarasca en cada clase de parcela.

Tabla 13. Óptimo modelo de ajuste al proceso de descomposición de la hojarasca.

Modelo de ajuste			
PARCELA	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus cerrioides</i>	Mezcla de herbáceas
PASTO EN USO	Exponencial doble Asintótico ($R^2 = 0.941$)	Exponencial doble Asintótico Rovira y Rovira, 2010 ($R^2 = 0.951$)	Exponencial doble Asintótico ($R^2 = 0.969$)
PRADO EXTENSIVO	Exponencial doble ($R^2 = 0.781$)	Exponencial doble ($R^2 = 0.946$)	Exponencial doble Asintótico ($R^2 = 0.966$)
PRADO INTENSIVO	Exponencial doble ($R^2 = 0.863$)	Exponencial doble ($R^2 = 0.894$)	Exponencial doble ($R^2 = 0.956$)
PASTO ABANDONADO	Exponencial doble ($R^2 = 0.857$)	Exponencial doble Asintótico Rovira y Rovira, 2010 ($R^2 = 0.908$)	Exponencial doble ($R^2 = 0.974$)



6.3. Tasa de descomposición de la hojarasca

El modelo exponencial simple propone una tasa o velocidad de descomposición seguida por la hojarasca que se presenta en la tabla 14. Las mayores tasas fueron obtenidas en la hojarasca de gramíneas y leguminosas, produciéndose el máximo valor de descomposición en la parcela de pasto en uso, con una tasa de $k = 1.103 \text{ años}^{-1}$. Entre las especies arbóreas, *P. sylvestris* mostró las mayores tasas de descomposición en todas las parcelas, comprendidas entre 0.247 y 0.384 años^{-1} , salvo en la parcela de pasto en uso, donde la especie *Q. cerríoides* se descomponía con mayor celeridad (0.291 años^{-1}).

Tabla 14. Tasas de descomposición de la hojarasca obtenidas según el modelo exponencial simple.

Modelo de ajuste			
PARCELA	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus cerríoides</i>	Mezcla de herbáceas
PASTO EN USO	$k = 0.247 \pm 0.026$	$k = 0.291 \pm 0.016$	$k = 1.103 \pm 0.123$
PRADO EXTENSIVO	$k = 0.384 \pm 0.058$	$k = 0.258 \pm 0.030$	$k = 0.979 \pm 0.138$
PRADO INTENSIVO	$k = 0.297 \pm 0.05$	$k = 0.244 \pm 0.035$	$k = 0.973 \pm 0.149$
PASTO ABANDONADO	$k = 0.248 \pm 0.040$	$k = 0.223 \pm 0.016$	$k = 0.967 \pm 0.142$

A partir de los valores de tasas de descomposición considerados, se calculó el tiempo necesario para la descomposición de la mitad del total de biomasa de partida. La tabla 15 muestra los tiempos de semidescomposición obtenidos para cada uno de los materiales vegetales analizados, en las cuatro parcelas. Consecuente con los valores de velocidad de descomposición, los menores tiempos de semidescomposición (t_m) correspondieron a la hojarasca procedente de la mezcla de herbáceas, pudiendo observarse el valor mínimo en la hojarasca herbácea de la parcela de pasto en uso, con un tiempo total de $t_m = 0.628$ años. Del mismo modo, la especie *Q. cerríoides* volvió a mostrar una descomposición más lenta en todas las parcelas salvo en la parcela de pasto en uso, siendo alcanzado el máximo tiempo necesario para la pérdida del 50% de la hojarasca de quejigo en la parcela de pasto abandonado con un $t_m = 3.108$ años.



Tabla 15. Tiempo de semi-descomposición calculado a partir de las tasas de descomposición relativas al modelo exponencial simple (Olson, 1963).

Tiempo de semi-descomposición, t_m (años)			
PARCELA	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Quercus cerrioides</i>	Mezcla de herbáceas
PASTO EN USO	$t_m = 2.806$	$t_m = 2.382$	$t_m = 0.628$
PRADO EXTENSIVO	$t_m = 1.805$	$t_m = 2.687$	$t_m = 0.708$
PRADO INTENSIVO	$t_m = 2.333$	$t_m = 2.841$	$t_m = 0.712$
PASTO ABANDONADO	$t_m = 2.794$	$t_m = 3.108$	$t_m = 0.717$



Universidad Zaragoza

Modelización de la descomposición de la materia orgánica en suelos del Pirineo Central



7. DISCUSIÓN

7.1. Biomasa remanente

Se encontró que la biomasa remanente fue mayor en las especies arbóreas que en la mezcla de herbáceas, en todas las zonas consideradas para el estudio. La especie *Q. cerrroides* mostró una menor pérdida de masa que la especie *P. sylvestris* a lo largo del tiempo, hecho que podría deberse a la naturaleza de la hojarasca empleada. Las acículas de pino se recogieron en verde, mientras que las hojas de quejigo fueron seleccionadas de los restos de desfronde, pudiendo haber perdido gran parte de su contenido de agua antes de la instalación de las bolsas de nylon. De esta manera, el contenido de lignina, más recalcitrante, podría haber sido manifestado en mayor medida en la especie fagácea, y consecuentemente ver ralentizado su proceso de descomposición. Por su parte, la mezcla proveniente de gramíneas y leguminosas, compuesta por un material más lábil y fácilmente degradable, sufrió una mayor pérdida de peso, más pronunciada en los primeros tres meses del periodo anual estudiado. Los residuos vegetales ricos en lignina y polifenoles se descomponen lentamente, mientras que las gramíneas, al ser ricas en celulosa, se alteran más rápidamente, y más todavía las leguminosas, al tener relaciones C/N moderadas (Porta *et al.*, 2003). Cornelissen (1996) encontró menores pérdidas de peso para la familia Fagaceae que para la familia Pinaceae al comparar las tasas de descomposición de 125 especies en las Islas Británicas, atendiendo a las características intrínsecas de la hoja y de la propia especie. Al igual, las especies herbáceas de gramíneas mostraban una mayor pérdida de masa en el mismo periodo de tiempo. Por el contrario, otros estudios revelaron que, en las mismas condiciones ambientales, las tasas de degradación de, al menos algunos tipos de material vegetal propios de especies de hoja ancha tendían a ser superiores a las de las acículas, al inicio del proceso (Berg y Ekbohm, 1991; Berg *et al.*, 2003). Prescott *et al.* (2004) observó en 14 especies arbóreas que las diferencias en las tasas de descomposición entre estos tipos de hojarasca es evidente entre el primer y tercer año, después de los cuales la velocidad de descomposición de las acículas puede alcanzar, e incluso superar a la de especies de hoja ancha.

La cantidad de hojarasca de *P. sylvestris*, transcurrido el año de estudio, se situaba en niveles entre 63.925% y 74.075%, resultados que coinciden con los valores encontrados por Chadwick *et al.* (1998) para esta misma especie, en seis zonas europeas, tras un tiempo de exposición de 203 días, oscilando entre 62-80%. Similares pérdidas de masa, entre 70-80%, mostraron las acículas de pino en Hilli *et*



al. (2010) en un año en suelos de Finlandia, y 68.5% en la especie *Pinus korianensis* (Li, 2007).

La biomasa remanente de *Q. cerrroides* tras el periodo de estudio, se halló comprendida entre 73.972% y 79.613%, asemejándose a los valores encontrados para *Quercus lusitánica* (69.2%), *Quercus suber* (66.4%), *Quercus coccifera* (61.4%) en Gallardo y Merino (1993), siendo superiores a los encontrados por los mismos autores para *Q. pyrenaica* (47.3%) e inferiores a los determinados por Pardo (1997) de nuevo en *Quercus pyrenaica* (87%). Kuperman (1998) encontró en *Quercus alba* niveles de biomasa entre 30, 46, 64% tras un periodo de incubación de 19 meses en tres zonas europeas.

La pérdida de masa fue mayor en el conjunto de herbáceas a lo largo del año estudiado, alcanzándose porcentajes de biomasa entre 29.022% y 33.252%. Estos valores se sitúan próximos a los encontrados por Oliver *et al.* (2002) en una mezcla de leguminosas (36.7%), gramíneas (45.2%) y la leguminosa arbustiva *Lygos sphaerocarpa* L. (28.2%).

Los resultados explican que, en condiciones similares relativas a tipo de suelo y clima, las diferencias en las características funcionales de las hojas pueden hacer variar la descomposición de la hojarasca (Wardle *et al.*, 2003; Cornwell *et al.*, 2008), adjudicando una mayor importancia a la diferencia en la descomposición entre especies que entre parcelas. Casas *et al.* (2013) encontraron gran importancia en el tipo de hojarasca estudiando varias especies, entre ellas *Quercus pyrenaica* y *Pinus radiata*, en cuatro zonas de la Península Ibérica, con carácter oceánico y continental. Ciertas gráficas de descomposición pueden mostrar dientes de sierra, habituales en los experimentos con el método de bolsas de nylon, achacables a las variaciones del suelo, el microclima y a la heterogeneidad propia del medio que rodea a las bolsas (Aranda *et al.*, 1990), hecho que pudo no manifestarse en el presente estudio, probablemente debido a que la recogida trimestral realizada amortigua este efecto.

En relación a la clase de parcela considerada, se comprobó que las parcelas de prados de siega, bajo manejos extensivo e intensivo mostraron los niveles más bajos de biomasa remanente para las tres especies vegetales analizadas. Esto implicaría una relación de la descomposición con la actividad humana y los manejos propios de estos prados. El prado intensivo recibe una enmienda orgánica de purín y la biomasa microbiana es la más elevada (161.7%) en comparación con las otras zonas. Por su parte, el prado extensivo recibe una fertilización mineral y la capacidad de retención de agua disponible supera la propia de las otras parcelas (237.4 mm), lo que podría



acelerar la actividad microbiana del suelo. Además, cabe señalar que los suelos de la parcela de pasto abandonado, que presentaron los valores más altos de biomasa remanente en el estudio, alcanzaban valores de pH próximos a 8.5, lo que podría ralentizar la degradación de la hojarasca (Labrador, 2001).

El uso de bolsas de nylon de diferentes tamaños de malla puede ser un factor que haga variar la cantidad de biomasa remanente medida tras un tiempo de descomposición, por exclusión de la fauna que participa en la fragmentación y mineralización de la materia (Heal *et al.*, 1997). Los resultados de Bokhorst y Wardle, (2013) probaron que las mayores pérdidas de masa en las bolsas con tamaño de malla superior se deben principalmente a los efectos de la macrofauna edáfica, teniendo menor influencia otros factores que operan en el proceso como la temperatura, la transmisión de luz y la humedad. Sin embargo, la simplicidad del método ha servido para adquirir un alto grado de conocimiento del proceso de descomposición y este enfoque sigue siendo el más ampliamente utilizado (Berg y Lakowskii, 2006; Kampichler y Bruckner, 2009). El método de "litter-bag" permitió comparar los valores de la pérdida de masa de las tres especies consideradas (Cornelissen y Thompson, 1997).

En concordancia, se acepta la hipótesis alternativa relativa a la diferencia de biomasa remanente según el tipo de hojarasca, confirmando una fuerte dependencia entre el tipo de material vegetal y la variable de estudio. Por su parte, aunque con un menor grado de influencia, la pérdida de peso difería según las clases de parcelas consideradas, pudiendo establecerse agrupaciones entre pastos y prados. Estas diferencias fueron visibles a lo largo del periodo de estudio, confirmándose la dependencia del tiempo de exposición con la cantidad de biomasa remanente, que sigue una evolución decreciente, más pronunciada en los primeros instantes de tiempo y con una tendencia a estabilizarse.

7.2. Modelos de ajuste de la descomposición

La dinámica de degradación de la hojarasca de pino rojo, quejigo y la mezcla de gramíneas y leguminosas se ajustó bien a tres de los modelos propuestos: modelo exponencial doble, modelo asintótico y modelo Rovira y Rovira, 2010. Además, el descenso bifásico, primero rápido y después lento, propio del proceso de la descomposición (Biederbeck *et al.*, 1974) se advierte con claridad en la mezcla de herbáceas, siendo menos visible en las especies arbóreas, quizás porque el intervalo de medida fue muy amplio (3 meses) y el experimento se llevó a cabo en un año.



Dado que las series temporales de descomposición se componen habitualmente de unos pocos instantes de medición para un tipo de hojarasca y localización, es importante minimizar el número de parámetros del modelo, lo que justifica el uso de modelos simples con un máximo de tres parámetros (Manzoni *et al.*, 2012).

El modelo exponencial doble resultó ser el modelo óptimo de ajuste de la descomposición en todos los casos evaluados, explicando entre un 97.4% y un 78.1% de la variación de pérdida de masa con el tiempo, y permitiendo la diferenciación de las dos fases que tienen lugar en el proceso, lo que le confiere ser un modelo biológicamente más realista (Patricio *et al.*, 2012). El modelo asintótico se equiparó a los ajustes facilitados por el modelo exponencial doble en algunos casos, coincidiendo con los trabajos de Aponte *et al.*, (2012) y Kurz-Besson *et al.* (2005), y demostrando la existencia de un valor límite para la pérdida de masa reflejado por una fracción de hojarasca muy estable, que a lo largo del tiempo de exposición se descompone extremadamente despacio (Berg *et al.*, 2003), y pudiendo explicar entre un 96.9% y un 77.9% de la variación del contenido de biomasa respecto al tiempo. Sin embargo, el buen ajuste obtenido al aplicar un modelo no implica que la ecuación refleje lo que sucede en el proceso de descomposición en realidad. Por su parte, el modelo propuesto por Rovira y Rovira (2010) ajustó el proceso de descomposición con niveles próximos a los ofrecidos por los modelos anteriores, de manera que se explicaba entre un 96.9% y un 78% de la variación de la pérdida de peso con el tiempo. Este modelo no hace una hipótesis a priori sobre la estructura interna de la hojarasca expuesta a descomposición, como una división en sus compartimentos funcionales, lo que podría conferir robustez al enfoque. Así, este último modelo resulta ser más flexible que otros de los propuestos, por posibilitar la consideración de incrementos, decrecimientos y cambios rítmicos en la tasa de descomposición (Rovira y Rovira, 2010).

Atendiendo a los casos analizados, se puede establecer un mejor ajuste de la descomposición de la hojarasca de *Q. cerrroides* en cuatro de los siete modelos planteados, coincidiendo con la parcela de pasto en uso los mejores ajustes en la totalidad de modelos. La especie *P. sylvestris*, por el contrario, mostró el peor ajuste al proceso de descomposición en también cuatro modelos de los propuestos, adjudicándose a la parcela de prado intensivo el menor grado de ajuste en el conjunto de modelos a estudio. Este hecho puede indicar una mayor variabilidad de datos en la parcela que presenta pérdidas de peso de las hojarascas superiores.



7.3. Tasa de descomposición de la hojarasca

Las tasas de descomposición de la hojarasca fueron evaluadas conforme al modelo exponencial simple, obteniendo resultados similares para *P. sylvestris* y *Q. cerrioides* en todas las parcelas, considerablemente menores a los encontrados para la mezcla de herbáceas. El anejo VII expone una tabla resumen que compara las constantes de descomposición (k) de la hojarasca de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en diferentes ecosistemas. Una gran diversidad de valores en la tasa de descomposición puede encontrarse en todos los tipos de ecosistemas, indicando la extensa variabilidad de material vegetal y condiciones macro y micro-climáticas que se encuentran en la naturaleza (Gallardo, 2001).

Las tasas de descomposición obtenidas para la hojarasca de *P. sylvestris* se encontraban comprendidas entre 0.247 años^{-1} y 0.384 años^{-1} en las parcelas puestas a análisis. Estos resultados son comparables a los obtenidos por Aber *et al.* (1990) para *Pinus resinosa* (0.32 años^{-1}) y *Pinus strobus* (0.36 años^{-1}) en Massachusetts y Wisconsin, USA, respectivamente. Similares valores fueron hallados por Berg *et al.* (1984, 1991) para la misma especie, *P. sylvestris* (0.297 años^{-1}), y *P. strobus* (0.344 años^{-1}) en Jädraås, Suecia. Un estudio comparativo de Berg *et al.* (2003) entre dos zonas de Europa, Monte Taburno (Italia) y Jädraås (Suecia) reveló valores cercanos al intervalo, pudiendo ser éstos superiores e inferiores, para *P. sylvestris* “verde” ($0.424\text{-}0.480 \text{ años}^{-1}$), *P. sylvestris* “marrón” ($0.300\text{-}0.434 \text{ años}^{-1}$), *Pinus pinea* ($0.254\text{-}0.336 \text{ años}^{-1}$), y *Pinus contorta* ($0.207\text{-}0.296 \text{ años}^{-1}$). También en Jädraås (Suecia), Staaf y Berg (1982) mostraron en *P. sylvestris* tasas de 0.263 años^{-1} . Fioretto *et al.* (1998) encontraron tasas cercanas en Calabria, Italia, para *Pinus laricio* (0.22 años^{-1}), *P. pinea* (0.26 años^{-1}) y *P. sylvestris* (0.22 años^{-1}). En Fusong, China, la especie *Pinus koraiensis* mostró una tasa de 0.296 años^{-1} (Li, 2007). Pausas, (1997) estudió la hojarasca de *P. sylvestris* en dos valles del Pirineo, Vall de Toses y Vall de Pi, encontrando tasas de descomposición similares a las aquí presentadas (0.221 ; 0.262 ; 0.283 y 0.234 años^{-1}). Sin embargo, ciertas constantes encontradas fueron inferiores a las indicadas, caso de *Pinus ponderosa* encontrado en California, USA (Hart *et al.*, 1992), con valores entre 0.07 y 0.19 años^{-1} y en Arizona, USA (Klemmedson *et al.*, 1985) entre $0.17\text{-}0.37^* \text{ años}^{-1}$; así como *Pinus pinaster* y *Pinus nigra* (Moro y Domingo, 2000) en Andalucía, con tasas de 0.130 y 0.164 años^{-1} , respectivamente; y *Pinus contorta* en Wyoming, USA (Yavitt y Favey, 1986) que determinaron constantes entre $0.12\text{-}0.35^* \text{ años}^{-1}$.

Las tasas de descomposición encontradas para la hojarasca de *Q. cerrioides* oscilaban entre 0.223 años^{-1} y 0.291 años^{-1} en las parcelas evaluadas. Estos



resultados pudieron compararse con los obtenidos por Aponte *et al.* (2012) en dos zonas de Gibraltar, España, para *Quercus canariensis* (0.22 años⁻¹ y 0.31 años⁻¹) y *Quercus suber* (0.19 años⁻¹ y 0.26 años⁻¹). Gallardo y Merino (1993) encontraron valores en torno al intervalo indicado en *Q. suber* (0.18 años⁻¹), *Q. coccifera* (0.22 años⁻¹), *Q. lusitánica* (0.17 años⁻¹), *Q. canariensis* (0.33 años⁻¹) y *Q. pirenaica* (0.34 años⁻¹) en el Parque Nacional de Doñana, Huelva. Otras tasas equiparables fueron las observadas en Kuperman (1999) en Illinois, USA, para *Quercus alba* (0.294 años⁻¹), y en Wang (2003) en las montañas Dougling, China, para *Quercus liaotungensis* (0.215 años⁻¹). Este último demostró la gran influencia que el clima ejerce sobre el proceso de descomposición de la hojarasca, al obtener valores mucho más elevados para la tasa de descomposición de la misma especie en otras dos zonas diferentes (0.430 y 1.116 años⁻¹). Se encontraron constantes superiores en los trabajos de Aber *et al.* (1990) para *Quercus rubra* (0.40 años⁻¹) y *Quercus alba* (0.42 años⁻¹), en Massachusetts y Wisconsin, USA, respectivamente; en Berg *et al.* (1984) para *Q. alba* (0.416 años⁻¹) y *Quercus borealis* (0.386 años⁻¹) en Jädraås, Suecia; en Hernández *et al.* (1992) para *Quercus rotundifolia* (0.61 años⁻¹) en Zamora, y en Pardo (1997) para *Quercus pirenaica* (0.47-0.77 años⁻¹) en Montejo de la Sierra, Madrid. Además, Gallardo y Merino (1993) estudiaron las mismas especies antes mencionadas en el monte La Saucedá, al sur de la Península Ibérica, encontrando tasas de descomposición algo más elevadas para *Q. suber* (0.40 años⁻¹), *Q. lusitánica* (0.35 años⁻¹), *Q. canariensis* (0.50 años⁻¹) y *Q. pirenaica* (0.62 años⁻¹).

Las tasas de descomposición de la hojarasca propia de la mezcla de especies de gramíneas y leguminosas alcanzaron niveles entre 0.967 años⁻¹ y 1.103 años⁻¹ en las zonas de estudio. Varios autores han estudiado en detalle la dinámica de la descomposición de la hojarasca de plantas leñosas, sin embargo, existen pocos estudios sobre la evolución del proceso de descomposición en especies herbáceas (Bargett y Shine, 1999). Los trabajos encontrados revelaron tasas algo inferiores a las aquí indicadas. Así, Coûteaux *et al.* (2006) determinaron las tasas de descomposición de *Chondrosum simplex* (0.71 años⁻¹), *Aristida asplundii* (0.47 años⁻¹), *Festuca dolichophylla* (0.30 años⁻¹) y *Stipa ichu* (0.27 años⁻¹) en Patacamaya, Colombia; Shaeffer (1998) encontró valores en torno a 0.40 años⁻¹ para un grupo de herbáceas graminoides en Utrecht, Países Bajos; y Oliver *et al.* (2002) cifró las tasas para un conjunto de tréboles, gramíneas y la leguminosa arbustiva *Lygos sphaerocarpa* en 0.45, 0.34 y 0.55 años⁻¹, respectivamente. Los estudios de Moro y Domingo (1996, 2000) situaron las tasas de la leguminosa arbustiva *Adenocarpus decorticans* en 0.829, 0.824 y 0.602 años⁻¹ en Almería. En Washington, USA, Murray (1975) analizó el arbusto *Artemisia tridentata* fijando tasas en torno a 0.60 años⁻¹. Los estudio de García Ibáñez (2001) sobre varios arbustos en la Sierra de Guadarrama, Madrid, presentaron



tasas de descomposición por debajo del intervalo indicado en el estudio para *Cytisus purgans* (0.613 años⁻¹), *Cytisus scoparius* (0.641 años⁻¹), *Adenocarpus hispanicus* (0.691 años⁻¹), *Cistus laurifolius* (0.532 años⁻¹), *Genista cinérea* (0.875 años⁻¹) y *Genista florida* (1.035 años⁻¹).

Consecuentemente, se acepta la hipótesis alternativa que afirmaba que cada modelo presenta un ajuste distinto para la dinámica de la descomposición de la hojarasca, estableciéndose mejores índices de ajuste para los modelos: exponencial doble, asintótico y Rovira y Rovira (2010). Las tasas de descomposición referidas a la constante k, resultaron ser diferentes en cada una de las especies vegetales, cifrándose similares los valores de las mismas en las especies arbóreas, mientras la mezcla de herbáceas mostraba tasas considerablemente más elevadas, manifestando así, la rapidez con la que tiene lugar su descomposición.

Debe tenerse en cuenta que la mayoría de datos de pérdida de masa corresponden a estudios realizados a corto plazo, y el ajuste de dichos datos a modelos matemáticos asume que los patrones de degradación a largo plazo pueden predecirse a partir de las tasas obtenidas en los primeros estadios de la descomposición, lo que ha resultado ser poco fiable (Prescott, 2005). Sin embargo, existe evidencia de que las tasas de descomposición co-varían en cierta medida con la productividad de los suelos (Swift *et al.*, 1979; Johansson, 1994) y la medición de las mismas es justificada en base a su papel fundamental en muchos modelos ecosistémicos (Kimmins *et al.* 1999).

Se ha visto que la degradación de la hojarasca es controlada por una serie de atributos propios de las especies vegetales, incluyendo las concentraciones de N, carbono orgánico, la relación C/N, las concentraciones de lignina o las relaciones de lignina con los nutrientes (Xiaogai *et al.*, 2013). Dada esta dependencia del proceso de descomposición con la calidad del material vegetal, se hace interesante determinar los principales componentes orgánicos, celulosa, hemicelulosa y lignina, así como ciertos componentes inorgánicos, N, P, K, Ca, Mg, que no han podido ser aclarados en el presente trabajo. Además de los análisis por espectrometría de absorción atómica para algunos componentes minerales, el método Kjeldahl para la determinación del nitrógeno, o el método Van Soest para los componentes orgánicos, nuevos enfoques metodológicos como la espectroscopía de reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR) y la espectroscopía de resonancia magnética nuclear ¹³C (NMR) identifican grupos de compuestos con mayor fiabilidad (Gallardo, 2001).



Universidad Zaragoza

Modelización de la descomposición de la materia orgánica en suelos del Pirineo Central



8. CONCLUSIONES

A raíz de los resultados obtenidos en las cuatro parcelas con diverso grado de intensificación en el manejo, ubicadas en las proximidades de Fragen, para las especies *Pinus sylvestris*, *Quercus rotundifolia* y una mezcla compuesta por *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata*, *Lotus corniculatus* y *Trifolium repens*, se establecen las conclusiones siguientes:

1. La biomasa remanente media es significativamente diferente para cada uno de los tipos de hojarasca, en las cuatro parcelas analizadas. Las especies arbóreas mantienen porcentajes más elevados que la mezcla de especies herbáceas, los cuales oscilan entre 64-74% para *P. sylvestris*, 74-80% para *Q. cerrioides*, y 29-33% para el conjunto de gramíneas y leguminosas.
2. La biomasa remanente media es significativamente diferente según la clase de parcela considerada, distinguiendo el grado de intensificación en el manejo de la misma. Los prados de siega presentan mayores pérdidas de peso de la materia vegetal que el pasto en uso y el pasto abandonado, para las tres especies evaluadas.
3. La dinámica de la descomposición está fuertemente ligada a la composición del material vegetal expuesto. En condiciones climáticas similares, las variaciones en el uso del suelo pueden influir, aunque en menor medida, en el proceso de descomposición de la hojarasca.
4. El método de experimentación mediante bolsas de nylon, pese a sus limitaciones intrínsecas, permite obtener mediciones comparables entre tipos de hojarasca para un área de estudio, y ampliar el conocimiento acerca de la degradación de la materia orgánica.
5. Los modelos matemáticos propuestos para ajustar la evolución de la cantidad de biomasa a lo largo del tiempo presentan índices de ajuste diferentes, que deben de considerarse junto con las propiedades que caracterizan a cada uno de dichos modelos.
6. Durante el periodo anual de estudio, la descomposición de la hojarasca de las especies *P. sylvestris*, *Q. cerrioides* y el conjunto de herbáceas, se ajusta adecuadamente al modelo exponencial doble, al modelo asintótico y al modelo



Rovira y Rovira, 2010, de manera que se explica la variación de la biomasa con el tiempo entre un 78% y un 97%.

7. El modelo exponencial simple permite un ajuste menos acertado para los datos recogidos de las especies vegetales y en parcelas expuestas a estudio. Sin embargo, hace posible determinar la constante de descomposición en todos los casos, y establecer comparaciones entre las mismas y las propuestas por otros autores en diversos ecosistemas.
8. Las tasas de descomposición de la hojarasca se muestran distintas según el tipo de material vegetal al que se hace referencia, siguiendo un orden creciente para *Q. cerrioides* ($k=0.223-0.291$ años⁻¹), *P. sylvestris* ($k=0.247-0.384$ años⁻¹), y las especies herbáceas ($k=0.967-1.103$ años⁻¹). Las fluctuaciones mensuales de la pérdida de masa son más amortiguadas en las especies arbóreas que en la mezcla de gramíneas y leguminosas.
9. La influencia de la calidad del material vegetal en la dinámica de la descomposición de la materia orgánica demandan la importancia de conocer los componentes orgánicos e inorgánicos que constituyen la hojarasca, pudiendo establecer comparaciones entre los niveles de lignina, nitrógeno y otros compuestos determinantes en el proceso.
10. Los estudios a corto y largo plazo de la evolución de la hojarasca y la materia orgánica en el perfil edáfico pueden contribuir a entender y predecir las consecuencias de los cambios en los uso del territorio, lo que resultará beneficioso para tanto para agricultores y ganaderos, como para este recurso imprescindible, soporte de vida, que es el suelo.



9. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AERTS, R., DE CALUWE, H. 1997. Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology* 78: 244-260.

ABER, J.H., MELILLO, J., McCLAUGHERTY, C.A. Predicting long-term patterns of mass loss, nitrogen dynamics, and soil organic matter formation from initial time litter chemistry in temperate forest ecosystems. *CAN. J. BOT.* VOL. 68.

AFES. 2008. Référentiel pédologique. 406 pp. Quae. Paris.

ALBERS, D., MIGGE, S., SCHAEFER, M., SCHEU, S. 2004. Decomposition of beech leaves (*Fagus sylvatica*) and spruce needles (*Picea abies*) in pure and mixed stands of beech and spruce. *Soil Biology & Biochemistry* 36, 155-164.

APONTE, C., GARCÍA, L.V., MARAÑÓN, T. 2012. Tree Species Effect on Litter Decomposition and Nutrient Release in Mediterranean Oak Forests Changes Over Time. *Ecosystems* (2012) 15: 1204–1218.

ARANDA, Y., SERRANO, J.M., BERMÚDEZ DE CASTRO, F. 1990. Degradación de la hojarasca de *Populus nigra* L. *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol* 27: 395-406.

BADÍA D., MARTÍ, C. 1999. Suelos del Pirineo Central: Fragen. INIA, UZ, CPNA, IEA, Huesca.

BARDGETT, R.D., SHINE, A. 1999. Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem functioning temperate grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 31: 317-321.

BATES, J.D., SVEJCAR, T.S., MILLER, R.F. 2007. Litter decomposition in cut and uncut western juniper woodlands. *Journal of Arid Environments* 70: 222–236.

BENISTON, M. 2003. Climatic change in mountain regions: a review of possible impacts. *Climatic Change* 59(1-2):5-31.

BENISTON, M. 2012. Impacts of climatic change on water and associated economic activities in the Swiss Alps. *Journal of Hydrology* 412-413:291-296.

BERG, B., WESSÉN, B., EKBOHM, G. 1982. Nitrogen level and decomposition of Scots pine needle litter. *Oikos*, 38: 291-296.



BERG, B., AGREN, G. 1984. Decomposition of needle litter and its organic chemical components: theory and field experiments. Long-term decomposition in a Scots pine forest. III. Canadian Journal of Botany. Nº 62: 2880-2888.

BERG, B., BOOLTINK, H., BREYMEYER, A.I., EWERTSSON, A., GALLARDO, A.B.H., JOHANSSON, M., KOIVUOJA, S., MEENTEMEYER, V., NYMAN, P., OLOFSSON, J., PETTERSSON, A., REURSLAG, A., STAAF, H., STAAF, I., UBA, L. 1991. Data on Needle Litter Decomposition and Soil Climate as Well as Site Characteristics for Some Coniferous Forest Sites. Part 2. Decomposition Data. Report 42. Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Ecology and Environmental Research, Uppsala, Sweden.

BERG, B., EKBOHM, G., 1991. Litter mass-loss rates and decomposition patterns in some needle and leaf litter types. Long-term decomposition in a Scots pine forest VII. Canadian Journal of Botany 69, 1449-1456.

BERG, B., BERG, M.P., BOTTNER, P., BOX, E., BREYMEYER, A., DE ANTA, R.C., COUTEAUX, M., MALKONEN, E., MCCLAUGHERTY, C., MEENTEMEYER, V., MUNOZ, F., PIUSSI, P., REMACLE, J., DE SANTO, A.V. 1993. Litter mass loss in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. Biogeochemistry 20, 127-159.

BERG, B. 2000. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. Forest Ecology and Management 133: 13-22.

BERG, B., MCCLAUGHERTY, C.A. 2003. Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Springer.

BERG, B., VIRZO DE SANTO, A., RUTIGLIANO, F.A., FIERRO, A., EKBOHM, G., 2003. Limit values for plant litter decomposing in two contrasting soils e influence of litter elemental composition. Acta Oecologica 24, 295-302.

BERG, B., LASKOWSKI, R. 2006. Litter Decomposition: A Guide to Carbon and Nutrient Turnover. Academic Press, USA. 421 pp.

BIEDERBECK V.O., PAUL, E.A., LOWE, W.E., SHIELDS, J.A., WILLARD, J.R. 1974. Soil microorganisms. II. Decomposition of cellulose and plant residues. Matador Project. Canadian Com. I.B.P. Report 39. University of Saskatchewan, Saskatoon.

BIENES, R., PÉREZ, R., DOMÍNGUEZ, M.A., 2001. Mapa de degradación de los suelos de la Comunidad de Madrid. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid. (España).



BOCOCK, K.L., GILBERT, O.J. 1957. The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. Plant and Soil 9: 179-185.

BOCOCK, K.L., GILBERT, O.J., CAPSTICK, C.K., TURNER, D.C., WARD, J.S., WOODMAN, M.J. 1960. Changes in leaf litter when placed on the surface of soils with contrasting humus types. Journal of Soil Science 11:1-9.

BOKHORST, S., WARDLE, D.A. 2013. Microclimate within litter bags of different mesh size: Implications for the 'arthropod effect' on litter decomposition. Soil Biology & Biochemistry 58: 147e152.

BRINSON, M. 1977. Descomposition and nutrient exchange of litter in an alluvial swamp forest. Ecology 58: 601-609.

BUGMANN, H., GURUNG, A.B., EWERT, F., HAEBERLI, W., GUIBAN, A., FAGRE, D., KÄÄB, A., GLOCHAMORE participants. 2007. Modeling the biophysical impacts of global change in mountain biosphere reserves. Mountain Research and Development 27(1):66-77.

BURGES, A. 1971. Soil Biology. Academic Press INC. Londres.

CARPENTER, S.R., E. M. BENNETT, AND G. D. PETERSON. 2006. Scenarios for ecosystem services: an overview. Ecology and Society 11(1): 29.

CASAS, J.J., LARRAÑAGA, A., MENÉNDEZ, M., POZO, J., BASAGUREN, A., MARTÍNEZ, A., PÉREZ, J., GONZÁLEZ, J.M., MOLLÁ, S., CASADO, C., DESCALS, E., ROBLAS, N., LÓPEZ-GONZÁLEZ, J.A., VALENZUELA, J.L. 2013. Leaf litter decomposition of native and introduced tree species of contrasting quality in headwater streams: How does the regional setting matter?. Science of the Total Environment 458-460:197-208.

CEBRIAN, J., LARTIGUE, J. 2004. Patterns of herbivory and decomposition in aquatic and terrestrial ecosystems. Ecological Monographs 74, 237e259.

CERNUSCA, A., TAPPEINER, U., BAHN, M., BAYFIELD, N., CHEMINI, C., FILIAL, F., GRABER, W., ROSSET, M., SIEGWOLF, R., TENHUNEN, J. 1996. ECOMONT - Ecological Effects of Land-Use Changes on European Terrestrial Mountain Ecosystems. Pirineos 147-148, 145-172.

CERNUSCA, A., BAHN, M., CHEMINI, C, GRABER, W., SIEGWOLF, R., TAPPEINER, U. & TENHUNEN, J. 1998. ECOMONT: a combined approach of field measurements and process-based modelling for assessing effects of land-use changes in mountain landscapes. Ecological modelling 113 (1998) 167-178.



CHADWICK, D.R., INESON, P., WOODS, P., PEARCE, T.G. 1998. Decomposition of *pinus sylvestris* litter in litter bags: influence of underlying native litter layer. Soil Biol. Biochem. Vol. 30, No. 1, PP. 47-55.

CHERTOV O.G.; KOMAROV A.S. 1997. SOMM: A model of soil organic matter dynamics. Ecological Modelling 94: 2-3, 177-190.

CHERTOV, O.G., KOMAROV, A.S., NADPOROZHSKAYA, M., BYKHOVETS, S.S., ZUDIN, S.L. 2001. ROMUL - a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modelling. ECOLOGICAL MODELLING; 138, 1-3; 289-308.

COLEMAN, K., JENKINSON, D.S. 1996. RothC-26.3—a model for the turnover of carbon in soil. In: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.), Evaluation of Soil Organic Matter Models, Using Existing Long-Term Datasets. Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 237–246.

COLOMER, J.C., SÁNCHEZ, J., 2001. Agricultura y procesos de degradación del suelo. En: Agricultura y desertificación. Martín de Santaolalla, F. pp: 109-131. Mundi-Prensa, S.A. Madrid. (España).

COMANER, P.L., STAFFELDT, E.E. 1979. Decomposition of plant litter in two western North American deserts. In: West, N.E., Skujins, J.J. (Eds.), Nitrogen in Desert Ecosystems. Dowden, Hutchinson, & Ross Inc., Stroudsburg, PA, pp. 31–52.

CORNWELL, W.K., CORNELISSEN, J.H.C., AMATANGELO, K., DORREPAAL, E., EVINER, V.T., GODOY, O., HOBIE, S.E., HOORENS, B., KUROKAW, H., PEREZ HARGUINDEGUY, H., QUESTED, H.M., SANTIAGO, L.S., WARDLE, D.A., WRIGHT, I.J., AERTS, R., ALLISON, S., VAN BODEGOM, P.M., BROVKIN, V., CHATAIN, A., CALLAGHAN, T.V., DIAZ, S., GARNIER, E., GURVICH, D.E., KAZAKOU, E., KLEIN, J., READ, J., REICH, P.B., SOUDZILOVSKAIA, N.A., VAIERETTI, M.V., WESTOBY, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. Ecology Letters 11, 1065–1071.

CORNELISSEN, J.H.C. 1996. An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. Journal of Ecology. 84: 573-582.

CORNELISSEN, J.H.C., THOMPSON, K. 1997. Functional leaf attributes predict litter decomposition rate in herbaceous plants. New Phytology. 135: 109-114.

COTRUFO, M.F., MILLER, M., ZELLER, B. 2000. Litter decomposition. In Carbon and Nitrogen Cycling in Forest Ecosystems. Ed. E.-D. Schulze. Ecological Studies Vol. 142, Springer Verlag, Berlin, 500 p.

COUTEAUX, M.M., BOTTNER, P., BERG, B. 1995. Litter decomposition, climate and litter quality. Trends in Ecology and Evolution 10: 63-66.



COUTEAUX, M.M., BOTTNER, P., ANDERSEN, J.M., BERG, B., BOLGER, T., CASALS, P., ROMANYA, J., THIERY, J.M., VALLEJO, V.R., 2001. Decomposition of ¹³C-labelled standard plantmaterial in a latitudinal transect of European coniferous forests: Differential impact of climate on the decomposition of soil organic matter. *Biogeochemistry* 54, 147-170.

COUTEAUX, M.M., HERVE, D., BECK, S. 2006. Descomposición de hojarasca y raíces en un sistema de descanso largo (Altiplano de Bolivia). *Ecología en Bolivia*, Vol. 41(3): 85-102.

CREUS, S. 1987. Algunas características climáticas de la alta montaña en los Pirineos Centrales. X Congreso Nacional de Geografía, Zaragoza. 137-146.

CURRIE, W.S., ABER, J.D. 1997. Modeling leaching as a decomposition process in humid, montane forests. *Ecology* 78, 1844-1860.

CURRY, J.P. 1969. The descomposition of organic matter in soil. Part I. The role of the fauna in decaying grassland herbage. *Soil Biology and Biochemistry* 1: 253-258.

DUVIGNEAUD, P. 1978. La síntesis ecológica. Alhambra. 306 pp.

EWEL, J.J. 1976. Litter fall and leaf decomposition in a tropical forest succession in eastern Guatemala. *Journal of Ecology* 64: 293-308.

FALCONER, G.J., WRIGHT, J.W., BEALL, H.W. 1933. The decomposition of certain types of fresh litter under field conditions. *American Journal of Botany* 20: 196-203.

FAO, PNUMA, UNESCO, 1980. Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. FAO, Roma (Italia).

FAO, 2004. Methodological framework for Land Degradation Assessment in Drylands (LADA). FAO, Roma (Italia).

FAO, 2006. World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication. *World Soil Resources Reports* nº 103. FAO, Roma (Italia).

FENG, Y. 2009. K-model - a continuous model of soil organic carbon dynamics: theory. *Soil Science* 174, 482-493.

FENG, Y.S., LI, X.M. 2001. An analytical model of soil organic carbon dynamics based on a simple "hockey stick" function. *Soil Science* 166, 431-440.



FERRER, C. SAN MIGUEL, A., OLEA, L. 2001. Nomenclator básico de pastos en España. Pastos 31 (1):7-44.

FILLAT, F. 2000. Grazed grasslands and hay meadows. Pyrenees-Spain. REU Technical Series 62: 68-74.

FILLAT, F., GARCÍA-GONZÁLEZ, R., GÓMEZ, D., REINÉ, R. 2008. Pastos del Pirineo. 319 pp. Departamento de Publicaciones del CSIC, Madrid.

FIORETTO, A., MUSACCHIO, A., ANDOLFI, G., VIRZO DE SANTO, A. 1998. Decomposition dynamics of litters of various pine species in a corsican pine forest. Soil Biol. Biochem. Vol. 30, No. 6, pp. 721-727.

FLURY, C., HUBER, R., TASSER, E. 2013. Future of mountain agriculture in the Alps. Pages 105-126 in S. Mann, editor. The future of mountain agriculture. Springer, Berlin, Germany.

FORNEY, D.C., ROTHMAN, D.H. 2007. Decomposition of soil organic matter from physically derived decay rates. In: American Geophysical Union Fall Meeting. San Francisco, CA.

FRANKO, U., KUKA, K., ROMANENKO, I.A., ROMANENKOV, V.A. 2007. Validation of the CANDY model with Russian long-term experiments. Reg Environ Change. 7

FRANZLUEBERS, A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. Soil Tillage Res. 66:95-106.

GALLARDO, A., MERINO, J. 1993. Leaf decomposition in two mediterranean ecosystems of Southwest Spain: Influence of substrate quality. Ecology 74: 152-161.

GALLARDO, A. 2001. Descomposición de la hojarasca en ecosistemas mediterráneos. En: Zamora, R., Pugnaire, F.I. Ecosistemas mediterráneos. Análisis Funcional. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Asociación Española de Ecología Terrestre.

GARCÍA IBAÑEZ E. 2001. Efecto sobre el suelo de la hojarasca de arbustos de la Sierra de Guadarrama. Madrid: Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid.

GILLON, D., JOFFRE, R., IBRAHIMA, A. 1993. Initial litter properties and decay rate: a microcosm experiment on Mediterranean species. Canadian Journal of Botany 72, 946–954.



GLOAGUEN, J.C., TOUFFET, J. 1980 Vitesse de décomposition et évolution minérale des litières sous climat atlantique, I.- Le Hêtre et quelques Conifères. *Acta Oecol. Oecol. Plant.* 1, 3–26.

GONZALEZ, P., R. P. NEILSON, J. M. LENIHAN, AND R. J. DRAPEK. 2010. Global patterns in the vulnerability of ecosystems to vegetation shifts due to climate change. *Global Ecology and Biogeography* 19(6):755-768.

GREGORICH, E.G., CARTER, M.R., 1997. Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health. Elsevier, 448 pp. Amsterdam.

GRÊT-REGAMEY, A., BEBI, P., BISHOP, I.D., SCHMID, W.A. 2008. Linking GIS-based models to value ecosystem services in an Alpine region. *Journal of Environmental Management* 89(3):197-208.

GRIGAL, D.F., McCOLL, J.G. 1977. Litter decomposition following forest fire in northeastern Minnesota. *Journal of Applied Ecology* 14:531-538.

GROOT, R.S., ALKEMADE, R., BRAAT, L., HEIN, L., WILLEMEN, L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7 (3):260-272.

GUSTAFSON, F.G. 1943. Decomposition of the leaves of some forest trees under field conditions. *Plant Physiology* 18: 704-707.

HART, S.C., FIRESTONE, M.K. & PAUL, E.A. 1992. Decomposition and nutrient dynamics of ponderosa pine needles in a Mediterranean-type climate. *Can. J. For. Res.* 22: 306- 314.

HERNÁNDEZ, I., GALLARDO, J. F., SANTA REGINA, I., QUILCHANO, C. 1992. Decomposition rate of *Quercus rotundifolia* leaves in an evergreen oak forest of the Duero Basin (Province of Zamora, Spain). *Vegetatio* 90-100: 259-262.

HEAL, O.W., ANDERSON, J.M., SWIFT, M.J. 1997. Plant litter quality and decomposition: an historical overview. In *Driven by nature: plant litter quality and decomposition* (Cadisch G & Giller KE, eds.). Wallingford, Oxon: CAB International, pp. 3-30.

HILLI, S., STARKA, S., DEROMEA, J. 2010. Litter decomposition rates in relation to litter stocks in boreal coniferous forests along climatic and soil fertility gradients. *Applied Soil Ecology* 46: 200–208.

HOBBIE, S. E., L. GOUGH. 2004. Litter decomposition in moist acidic and non-acidic tundra with different glacial histories. *Oecologia* 140: 113-124.



HOWARD, P.J., HOWARD, D.M. 1974. Microbial decomposition of tree and shrub leaf litter. I. Weight loss and chemical composition of decomposing litter. *Oikos* 25.

HUBER, U.M., BUGMANN, H.K.M., REASONER, M.A. 2005. Global change and mountain regions: an overview of current knowledge. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

HUBER, R., BUGMANN, H., BUTTLER, A., RIGLING, A. 2013. Sustainable land-use practices in European mountain regions under global change: an integrated research approach. *Ecology and Society* 18(3): 37.

HUNT, H.W. 1977. A simulation model for decomposition in grasslands. *Ecology* 58:469-484.

HUNT, H.W., INGHAM, E.R., COLEMAN, D.C., ELLIOTT, E.T., REID, C.P.P. 1988. Nitrogen Limitation of Production and Decomposition in Prairie, Mountain Meadow, and Pine Forest. *Ecology* 69:1009–1016

IFN3. Varios autores. 2007. Tercer Inventario Forestal Nacional, 1997-2007. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente. España.

IGME, 1982. Mapa geológico de España. Hoja 178 Broto. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria y Energía. Escala 1:50000.

JENKINSON, D.S. 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B* 329, 361–368.

JENNY, H., GESSEL, S.P., BINGHAM, F.T. 1949. Comparative study of decomposition of organic matter in temperate and tropical regions. *Soil Science* 68:419-432.

JIMÉNEZ, R.M., LAMO DE ESPINOSA, J. 1998. Agricultura Sostenible. Mundi-Prensa, 616 pp. Madrid. España.

JOBÁGY, E.G., JACKSON, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10, 423e436.

JOHANSSON, M.B. 1994. Decomposition rates of Scots pine needle litter related to site properties, litter quality, and climate. *Can. J. For. Res.* 24, 1771–1781.

JONES, C., MCCONNELL, C., COLEMAN, K., COX, P., FALLOON, P., JENKINSON, D., POWLSON, D. 2005. Global climate change and soil carbon stocks; predictions from two contrasting models for the turnover of organic carbon in soil. *Global Change Biology* 11, 154–166.



- KAMPICHLER, C., BRUCKNER, A. 2009. The role of microarthropods in terrestrial decomposition: a meta-analysis of 40 years of litterbag studies. *Biological Reviews* 84 (3), 375e389.
- KIMMINS, J.P., MAILLY, D., SEELY, B. 1999. Modelling forest ecosystem net primary production: the hybrid simulation approach used in FORECAST. *Ecol. Modell.* 122, 195–224.
- KLEMMEDSON, J.O., MEIER, C.E., CAMPBELL, R.E., 1985. Needle decomposition and nutrient release in ponderosa pine ecosystems. *Forest Science* 31, 647–660.
- KOMAROV, A., CHERTOV, O., ZUDIN, S., NADPOROZHSKAYA, M., MIKHAILOV, A., BYKHOVETS, S., ZUDINA, E., ZOUBKOVA, E. 2003. EFIMOD 2 - A model of growth and elements cycling in boreal forest ecosystems. *Ecological Modelling* 170 2-3, 373-392.
- KUPERMAN, R.G. 1999. Litter decomposition and nutrient dynamics in oak-hickory forests along a historic gradient of nitrogen and sulfur deposition *Soil Biology and Biochemistry* 31:237-244.
- KURZ, W.A., APPS, M.J. 2006. Developing Canadas national forest carbon monitoring, accounting and reporting system to meet the reporting requirements of the Kyoto protocol. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 11, 33–43.
- KURZ-BESSON, C., COUTEAUX, M.M, THIERY, J.M., BERG,B., REMACLE, J. 2005. A comparison of litterbag and direct observation methods of Scots pine needle decomposition measurement. *Soil Biology & Biochemistry* 37 : 2315–2318.
- LABRADOR, J. 2001. La materia orgánica en los agrosistemas. Aproximación al conocimiento de la dinámica, la gestión y la reutilización de la materia orgánica en los agrosistemas. Mundi-Prensa. Madrid. España.
- LANG, G.E., 1973. Litter accumulation through ecosystem development. Dissertation. Rutgers University, New Brunswick, New Jersey, USA.
- LARSON, W.E., PIERCE, F.J. 1994. The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management. In: J.W. Doran, D.C. Bezedick, D.F. Bezedick, D.A. Stewart (eds.): *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Sci. Soc. Am. Special. Pub. 35. Madison, WI.
- LAVELLE, P., BLANCHART, A., MARTIN, A., SPAIN, A., TOUTAIN, F., BAROIS, I., SCHAEFER, R. 1993. A hierarchical model for decomposition in terrestrial ecosystems: application to soils of the humid tropics. *Biotropica* 25: 130-150.



LEMEE, G., BICHAUT, N. 1974. Recherches sur les écosystèmes des réserves biologiques de la forêt de Fontainebleau. II.- Décomposition de la litière de feuilles des arbres et libération des bioéléments. *Oecol. Plant.* 8, 153–174.

LI, X., HAN, S., ZHANG, Y. 2007. Foliar decomposition in a broadleaf-mixed Korean pine (*Pinus koraiensis* Sieb. Et Zucc) plantation forest: the impact of initial litter quality and the decomposition of three kinds of organic matter fraction on mass loss and nutrient release rates. *Plant Soil* 295:151–167.

LISKI, J., PALOSUO, T., PELTONIEMI, M., SIEVANEN, R. 2005. Carbon and decomposition model Yasso for forest soils. *Ecological Modelling* 189, 168–182.

LLOYD, J., TAYLOR, J.A. 1994. On the temperature dependence of soil respiration. *Functional Ecology* 8, 315–323.

LOUSIER, J.D., PARKINSON, D. 1976. Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany* 54: 419-436.

LUNT, H.A. 1933. Effects of weathering upon composition of hardwood leaves. *Journal of Forestry* 31: 43-45.

LUNT, H.A. 1935. Effects of weathering upon dry matter and composition of hardwood leaves. *Journal of Forestry* 33: 607-609.

MACDONALD, D., CRABTREE, J.R., WIESINGER, G., DAX, T., STAMOU, N., FLEURY, P., GUTIERREZ LAZPITA, J., GIBON, A. 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59(1):47-69.

MANZONI, S., PORPORATO, A. 2007. Theoretical analysis of nonlinearities and feedbacks in soil carbon and nitrogen cycles. *Soil Biology and Biochemistry* 39:1542–1556.

MANZONI, S., TROFYMOW, J.A., JACKSON, R.B., PORPORATO, A. 2010. Stoichiometric controls dynamics on carbon, nitrogen, and phosphorus in decomposing litter. *Ecological Monographs* 80, 89e106.

MANZONI, S., PIÑEIRO, G., JACKSON, R.B., JOBBÁGY, E.G., KIM, J.H., PORPORATO, A. 2012. Analytical models of soil and litter decomposition: Solutions for mass loss and time-dependent decay rates. *Soil Biology & Biochemistry* 50: 66-76.

MARSCHENER, 1986. *Mineral Nutrition in Higher Plants*. Academic Press, 672 pp. London.



MARTIN, A., GALLARDO, J.F., SANTA REGINA, I. 1993. Dinámica de la descomposición de hojas de rebollo en cuatro ecosistemas forestales de la Sierra de Gata (provincia de Salamanca, España): índices de descomposición. Investigación Agraria, Sistemas Recursos Forrajeros Vol 2 (1).

MEENTEMEYER, V., 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. Ecology 59, 465–472.

MEYER, W. B., TURNER II, B. L. 1994. Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective. Cambridge. University Press, Cambridge.

MESSERLI, B., IVES, J.D. 1997. Mountains of the world: a global priority. Parthenon, New York, New York, USA.

MESSERLI, P., SCHEURER, T., VEIT, H. 2011. Between longing and flight - migratory processes in mountain areas, particularly in the European Alps. Revue de géographie alpine/Journal of Alpine Research 99-1.

MIDERMAN, G. 1968. Addition, decomposition and accumulation of organic matter in forest. Journal of Ecology 56: 355-362.

MONTSERRAT, P. 1987. Prados y pradicultura. In: R.C. Ramos (ed), Diccionario de la Naturaleza: hombre, ecología y paisaje. Pp: 748-754. Espasa Calpe. Madrid.

MONTSERRAT, P., FILLAT F. 1990. The systems of grasslands management in Spain. In: A. I. Breymer (ed), Ecosystems of the World 17A. Managed Grasslands. Regional Studies, pp. 37-30. Elsevier. Amsterdam.

MONTSERRAT, P. 2009. La cultura que hace paisaje. Escritos de un naturalista sobre nuestros recursos de montaña. Sociedad Española de Agricultura Ecológica. España.

MOORHEAD, D.L., REYNOLDS, J.F. 1991. A general model of litter decomposition in the northern Chihuahuan Desert. Ecol. Model. 56, 197–219.

MORO, M.J., DOMINGO, F., ESCARRÉ, A. 1996. Organic matter and nitrogen cycles in a pine afforested catchment with a shrub layer of *Adenocarpus decorticans* and *Cistus laurifolius* in south eastern Spain. Annals of Botany 78: 675-685.

MORO, J.M., DOMINGO, F. 2000. Litter Decomposition in Four Woody Species in a Mediterranean Climate: Weight Loss, N and P Dynamics. Annals of Botany 86: 1065-1071.

MURRAY, R.B., 1975. Effect of *Artemisia tridentata* removal on mineral cycling. Ph.D. Dissertation. Washington State University, Pullman, WA, 190pp.



NIEWINNA, M. 2009. A comparison of selected methods for the estimation of organic matter decomposition rate. Polish Journal of Soil Science. Vol. XLII/2.

OLIVER, L., PÉREZ-CORONA, M.E., BERMÚDEZ DE CASTRO, F. 2002. Degradación de la hojarasca en un pastizal oligotrófico mediterráneo del centro de la Península Ibérica. Anales de Biología 24: 21-32.

OLSON, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology 44: 322-331.

OOHARA, H., YOSHIDA, N., CHANG, N.K. 1971. Balance of producers and decomposers in a grassland system in Obihiro. Journal of Japanese Grassland Science 17: 7-18.

PAL, D., BROADBENT, F.E. 1974. Kinetics of rice straw decomposition in soils. Journal of Environmental Quality 4:256-260.

PARDO, F. 1993. Consecuencias de la climatología regional y local en la gestión de los prados de siega del Pirineo Aragonés. Proyecto Fin de Carrera. (E.T.S.E.A. Lleida).

PARDO, F., GIL, L., PARDOS, J.A. 1997. Field study of beech (*Fagus sylvatica* L.) and melojo oak (*Quercus pirenaica* Willd) leaf litter decomposition in the centre of the Iberian Peninsula. Plant and Soil 191: 89–100.

PARTON, W.J., SCHIMEL, D.S., COLE, C.V., OJIMA, D.S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic levels of grasslands in the Great Plains. Soil Science Society of America Journal 51, 1173–1179.

PARTON, W., SILVER, W.L., BURKE, I.C., GRASSENS, L., HARMON, M.E., CURRIE, W.S., KING, J.Y., ADAIR, E.C., BRANDT, L.A., HART, S.C., FASTH, B. 2007. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. Science 315, 361– 364.

PATRICIO, M.S., NUNES, L.F., PEREIRA, E.L. 2012. Litterfall and litter decomposition in chestnut high forest stands in northern Portugal. Forest Systems 21(2): 259-271.

PAUSAS, J.G. 1997. Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. Journal of Vegetation Science 8: 643-650.

PEREIRA, A. P., GRAÇA, M. A. S., MOLLES, M. 1998. Leaf litter decomposition in relation to litter physico-chemical properties, fungal biomass, arthropod colonization, and geographical origin of plant species. Pedobiologia, 42: 316-327.



PLASTER, E.J. 2000. La ciencia del suelo y su manejo. Editorial Paraninfo. Madrid. España.

PORTA, J., LÓPEZ-ACEVEDO, M., ROQUERO, C. 2003. Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Mundi-Prensa.

POWLSON, D.S., SMITH, P., SMITH, J.U. 1996. Evaluation of Soil Organic Matter Models. Springer-Verlag, Berlin, 429 pp.

PRESCOTT, C.E., VESTERDAL, L., SIMARD, S.W., PRESTON, C.M. 2004. Influence of initial chemistry on decomposition of foliar litter in contrasting forest types in British Columbia. Canadian Journal of Forest Research 34, 1714e1729.

PRESCOTT, C.E. 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know?. Forest Ecology and Management 220: 66–74

RASTETTER, E.B., RYAN, M.G., SHAVER, G.R., MELILLO, G.M., NADELHOFFER, K.J., HOBHIE, J.E., ABET, J.D. 1991. A general model describing the responses of the C and N cycles in terrestrial ecosystems to changes in CO₂, climate, and N deposition, Tree Physiol., 9, 101-126.

RECONDES Project Team, 2007. Combating Land Degradation by Minimal Intervention: The Connectivity Reduction Approach. University of Portsmouth.

REINÉ, R. 1998. El banco de semillas del suelo en comunidades pratenses de montaña, con distintos regímenes de gestión agrícola. Tesis Doctoral (E.T.S.E.A., Lleida).

ROVIRA, P. 2001. Decomposition and stabilisation of organic matter in Mediterranean forest soils: quality, physical protection, and depth effects. Ph. D. Thesis, Universitat de Barcelona.

ROVIRA, P., VALLEJO, V.R. 1997. Organic carbon and nitrogen mineralization under Mediterranean climatic conditions: The effects of incubation depth. Soil Biology & Biochemistry 29 (9-10): 150-1520.

ROVIRA, P., VALLEJO, V.R., 2002. Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. Geoderma 107, 109–141.

ROVIRA, P., ROVIRA, R. 2010. Fitting litter decomposition datasets to mathematical curves: Towards a generalised exponential approach. Geoderma 155: 329.343.



SCHAEFER R. 1998. Decomposition of *Carex* and *Sphagnum* litter in fens. Utrecht: Tesis Doctoral, Universidad de Utrecht.

SCHNITZER, M. 1991. Soil organic matter: The next 75 years. *Soil Sci.* 151: 41-48.

SCHINNER, F., ÖHLINGER, R., KANDELER, E., MARGESIN, R. 1996. *Methods in soil biology*. Springer – Verlag Berlin Heidelberg.

SITCH, S., SMITH, B., PRENTICE, I.C., ARNETH, A., BONDEAU, A., CRAMER, W., KAPLAN, J.O., LEVIS, S., LUCHT, W., SYKES, M.T., THONICKE, K., VENEVSKY, S. 2003. Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ dynamical global vegetation model. *Global Change Biology* 9, 161– 185.

SKJEMSTAD, M.S., JANIK, L.J., TYLOR, A. 1998. Non-living soil organic matter: what do we know about it?. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 667-80.

SOLIVA, R. 2007. Agricultural decline, landscape change, and outmigration. *Mountain Research and Development* 27 (2):124-129.

ST. JOHN., T.V. 1980. Influence of litterbags on growth of fungal vegetative structures. *Oecologia* 46: 130-132.

STAAR, H. & BERG, B. 1982. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Longterm decomposition in a Scots pine forest. II. *Can J. Bot.* 60: 1561-1568.

STOCKING, M., MURNAGHAN, N., 2003. *Manual para la Evaluación de Campo de la Degradación de la Tierra*. Mundi-Prensa. (España).

STREIFENEDER, T., TAPPEINER, U., RUFFINI, F.V., TAPPEINER, G., HOFFMANN, C. 2007. Selected aspects of agro-structural change within the Alps: a comparison of harmonised agrostructural indicators on a municipal level in the Alpine Convention area. *Revue de géographie alpine/Journal of Alpine Research* 95-3:41-52.

STUART CHAPIN, F., MATSON, P.A., MOONEY, H.A. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer-Verlag New York, Inc.

SWIFT, M.J., HEAL, O.W., ANDERSON, J.M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Oxford: Blackwell Sci. Pub.

SWIFT, M.J., ANDERSON, J.M. 1989. Decomposition. In: Lieth, H., Werger, M.J.A. (Eds.), *Tropical Rain Forest Ecosystems. Biogeographical and Ecological Studies*. Elsevier, Amsterdam.



TAPPEINER, U., CERNUSCA, A. 1998. Effects of land-use changes in the Alps on exchange processes (CO_2 , H_2O) in grassland ecosystems. IAHS Publ. Nº. 248. Italy.

TERRADAS, J. 1984 Introducció a l'ecologia del faig al Montseny. Diputació de Barcelona, Servei de Parcs Naturals, Barcelona.

TROFYMOW, J.A., MOORE, T.R., TITUS, B., PRESCOTT, C.E., MORRISON, I., SILTANEN, M., SMITH, S., FYLES, J., WEIN, R., CAMIRE, C., DUSCHENE, L., KOZAK, L., KRANABETTER, M., VISSER, S. 2002. Rates of litter decomposition over 6 years in Canadian forests: influence of litter quality and climate. Canadian Journal of Forest Research 32, 789– 804.

USDA, 2006. Claves para la Taxonomía de Suelos. Décima edición. Natural Resources Conservation Service.

USDA, 1995. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. Soil Taxonomy. Agriculture Handbook nº 436. Washington.

VAN CLEVE, K. 1971. Energy and weight-loss functions for decomposing foliage in birch and aspen forests in interior Alaska. Ecology 52:720-723.

WANG, L.X., WANG, J., HUANG, J.H. 2003. Comparison of major nutrient release patterns of *Quercus liaotungensis* leaf litter decomposition in different climatic zones. Acta Botanica Sinica 45(4):399-407.

WARDLE, D.A., NILSSON, M.-C., ZACKRISSON, O., GALLET, C. 2003. Determinants of litter mixing effects in a Swedish boreal forest. Soil Biology & Biochemistry 35, 827–835.

WIEDER, R.K. 1978. Decomposition of ^{14}C labeled fescue litter in Missouri strip mines. Dissertation. University of Missouri, Columbia, USA.

WIEDER, R.K., LANG, G.E. 1982. A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. Ecol. 63; 1636-1642.

WIEGERT, R.G., EVANS, F.C., 1964. Primary production and the disappearance of dead vegetation in an old field in sotheastern Michigan. Ecology 45:49-63.

WITKAMP, M. 1966. Decomposition of leaf litter in relation to environment, microflora, and microbial respiration. Ecology 47:194-201.

WITKAMP, M., OLSON, J.S. 1963. Breakdown of confined and nonconfined oak litter. Oikos 14: 138-147.



XIAOGAI, G., LIXIONG, Z., WENFA, X., ZHILIN, H., XIANSHENG, G., BENWANG, T. 2013. Effect of litter substrate quality and soil nutrients on forest litter decomposition: A review. *Acta Ecologica Sinica* 33: 102–108

YAVITT, J.B., FAHEY, T.J. 1986. Litter decay and leaching from the forest floor in *Pinus contorta* (Lodgepole pine) ecosystems. *Journal of Ecology* 74, 525–545.

ZHANG, C.F., MENG, F.-R., TROFYMOW, J.A., ARP, P.A. 2007. Modelin2g mass and nitrogen remaining in litterbags for Canadian forest and climate conditions. *Canadian Journal of Soil Science* 87, 413–432.

ZHANG, D., HUI, D., LUO, Y., ZHOU, G. 2008. Rates of litter decomposition in terrestrial ecosystems: global patterns and controlling factors. *Journal Plant Ecology* 1 (2): 85-93.

ZIMMERMANN, P., TASSER, E., LEITINGER, G., TAPPEINER, U. 2010. Effects of land-use and land-cover pattern on landscapescale biodiversity in the European Alps. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 139(1-2):13-22.



10. AGRADECIMIENTOS

A Javier Aguirre de Juana, director de este proyecto, por su tiempo y apoyo.

A David Badía y Federico Fillat, por su atención en diversas consultas.

A Beatriz Lacruz Casaucau y Pedro Mateo Collazos, por sus indicaciones en cuestiones estadísticas.

A Juan Marqués Moreno, por su incansable ayuda.

A mis compañeros de Máster, por las vivencias y enseñanzas compartidas.



Universidad Zaragoza

Modelización de la descomposición de la materia orgánica en suelos del Pirineo Central



Anejo I. Descripción y caracterización de los suelos de Fragen: Parcela de prado intensivo.

PERFIL 11

Situación: 30 T YN 734260/4721800

Altitud: 1.125 msnm. Topónimo: Faja, El Cuatró.

Geomorfología: ladera cóncava de orientación sureste; con una inclinación local del 3% por aterrazamiento; general del 22%.

Material original: coluvio de depósito morrénico.

Vegetación: prado de siega bajo manejo intensivo. As. *Rhinantho mediterranei-Trisetum flavescens*. Con nogales y manzanos en los bordes de las parcelas.

Especies dominantes: *Arrhenaterum elatius*, *Trisetum flavescens*, *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Dactylis glomerata*.

Uso del territorio: ganadero. Tecnología: adición de enmiendas orgánicas (purín vacuno).

Otros: parcela Ecomont (prado de manejo intensivo).

Descripción de los horizontes del perfil edáfico:

Ap₁ (0-20 cm)

Fuerte desarrollo estructural, de forma migajosa, de tamaño fino. Muy abundante materia orgánica. Abundantes raíces, finas y muy finas, vivas. Muy frecuentes elementos gruesos, de distribución irregular, de forma redondeada plana, poco alterados, de tamaño de grava media a cantos. Nula efervescencia al HCl. Abundante actividad biológica (galerías de lombrícidos, hormigueros). Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: pardo oscuro. Límite ondulado, de transición gradual. Epipedión móllico.

Ap₂ (20-50 cm)

Fuerte desarrollo estructural, subangular, fina y mediana con migajosa yuxtapuesta. Abundante materia orgánica. Raíces frecuentes, finas, vivas. Frecuentes elementos gruesos, poco alterados, de distribución irregular, de forma angular plana y tamaño de grava gruesa. Presencia de restos de carbón, pocos. Nula efervescencia frente al HCl. Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: pardo amarillento oscuro. Transición gradual; límite ondulado. Epipedión ócrico.

Bw₁ (50-80 cm)

Estructura moderada, subangular, mediana. Poca materia orgánica. Pocas raíces, medianas, vivas. Frecuentes elementos gruesos, poco alterados, de distribución irregular, de forma subredondeada plana y tamaño de grava fina y media. Presencia de restos carbonosos abundantes. Raíces finas, escasas. Presencia de restos de carbón, pocos. Nula efervescencia frente al HCl. Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: marrón. Transición difusa. Endopedión cámbico.

Bw₂ (>110 cm)

Moderado grado de desarrollo estructural, en bloques subangulares, de tamaño medio. Muy poca materia orgánica. Pocas raíces, medianas. Muy frecuentes elementos gruesos, subangulares-tabulares, tamaño de grava gruesa, poco alterados. Nula efervescencia frente al HCl. Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: marrón. Endopedión cámbico.



Características físico-químicas:

Horizonte	A _{p1}	A _{p2}	B _{w1}	B _{w2}
Profundidad (cm)	20	50	80	110
Color Munsell, en seco	10YR 4/3	10YR 5/4	10 YR 5/4	10 YR 5/4
Color Munsell, en húmedo	10YR 3/2	10YR 4/3	10 YR 4/4	10 YR 4/4
Densidad aparente (Mg m ⁻³)	1,03	1,37	1,41	1,49
Densidad real (Mg m ⁻³)	2,41	2,60	2,56	2,60
Porosidad (% v/v)	57,3	47,3	44,9	42,7
Humedad 33 kPa (% p/p)	28	21	20	21
Humedad 1500 kPa (% p/p)	12	9	9	8
Agua útil (% p/p)	16	12	11	13
Agua útil (mm)	26,2	41,6	41,2	49,2
Estabilidad estructural (% p/p)	87,3	29,5	13,6	17,1
Elementos gruesos (% p/p)	11,5	21,0	11,5	15,4
Arena gruesa (%)	6,3	6,5	7,4	8,9
Arena fina (%)	41,2	39,6	40,4	39,1
Limo (%)	36,4	37,3	31,9	36,2
Arcilla (%)	16,1	16,6	20,3	15,8
Clase textural (USDA)	Franca	Franca	Franca	Franca
pH (1:2,5) en agua	7,0	7,3	7,6	7,7
pH (1:2,5) en KCl	6,1	6,8	6,9	7,0
Carbonatos (%)	0	0	0	0
C orgánico (%)	3,10	1,00	0,61	0,59
Materia orgánica (%)	5,34	1,72	1,03	1,02
Nitrogeno total (%)	0,39	0,16	0,14	0,14
Relación C/N	8,0	6,3	4,4	4,8
C.I.C. (cmol kg ⁻¹)	14,3	9,7	9,4	9,1
Ca int. (cmol kg ⁻¹)	12,4	9,0	8,8	8,4
Mg int. (cmol kg ⁻¹)	1,29	0,50	0,54	0,53
Na int. (cmol kg ⁻¹)	0,03	0,02	0,01	0,02
K int. (cmol kg ⁻¹)	0,53	0,13	0,12	0,13
Saturación de bases (%)	100	100	100	100
P Olsen (mg kg ⁻¹)	10	5	3	5
Fe (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	68,0	28,0		
Mn (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	32,5	22,3		
Cu (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	1,58	1,32		
Zn (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	3,78	1,64		
C.E.1:5 (dS m ⁻¹)	0,09	0,06	0,05	0,05

Clasificación propuesta (FAO, 1998): Phaeozem háplico (cumúllico)

Otras taxonomías:

FAO (1990): Phaeozem háplico

STS (1998): Fluventic Hapludoll, franco grueso, mezclado (no ácido), mésico, activo.

AFES (1995): Calcisol franco, de coluvio morrénico, clinohúmico, páquico, aterrazado.

Tipo de humus (AFES, 1995): Agrimull cálcico, saturado, neutro, con estructura rizógena, de prado.

Otras características: Capacidad de retención de agua disponible, en mm/1,5 m: 182,7. Erosionabilidad K (USLE), en Mg h/MJ mm = 0,024. Infiltración final = 240 mm/h.



Anejo II. Descripción y caracterización de los suelos de Fragen: Parcela de Pasto en uso.

PERFIL 13

Situación: 30 T YN 734705/4722335 Altitud: 1.220 msnm. Topónimo: Furquieto.

Geomorfología: vertiente abancalada, con una inclinación local del 2% y general del 50%.

Material original: coluvio de depósitos morrénicos laterales en contacto con Flysch eocénico.

Vegetación: pasto mesófilo. As. *Euphrasio-Plantaginetum mediae*.

Uso del territorio: ganadero. Tecnología: abancalado.

Otros: Parcela Ecomont (pasto). En las últimas décadas este suelo fue de uso agrícola (panar) y, por tanto, labrado.

Descripción de los horizontes del perfil edáfico:

Ah (0-30 cm)

Fuerte desarrollo estructural, de forma migajosa. Abundante materia orgánica. Muy abundantes raíces, finas y muy finas, vivas. Escasos elementos gruesos, de distribución heterogénea, de forma subredondeada tabular, de tamaño de grava media y gruesa. Parte de los elementos gruesos de naturaleza caliza (con efervescencia frente al HCl); otros no. Nula efervescencia al HCl de la matriz edáfica. Presencia de actividad biológica (galerías de lombrícidos) y antrópica (carbón vegetal). Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: pardo oscuro. Transición gradual. Epipedión móllico.

Bw₁ (30-60 cm)

Estructura fuerte, mediana, en bloques subangulares, con estructuras migajosas yuxtapuestas de origen biológico. Poca materia orgánica. Raíces frecuentes, finas, vivas. Muy escasos elementos gruesos, de distribución irregular, de forma subangular-plana y tamaño de grava media. Presencia de pocas cavidades de lombrícidos y restos de carbón. Nula efervescencia frente al HCl. Color en seco: pardo pálido; color en húmedo: marrón. Transición gradual. Endopedión cámbico.

Bw₂ (60-97 cm)

Estructura moderada, mediana, en bloques subangulares. Muy poca materia orgánica. Pocas raíces, finas. Pocos elementos gruesos, subangulares-planos, tamaño grava gruesa. Pocos restos carbonosos. Nula efervescencia frente al HCl. Color en seco: pardo pálido; color en húmedo: marrón. Transición difusa. Endopedión cámbico.

BC (>125 cm)

Estructura débil, mediana, en bloques subangulares. Muy poca materia orgánica. Pocas raíces, finas. Abundantes elementos gruesos, subangular plana, de grava media a cantos, no calcáreos. Pocas raíces, finas, vivas. Pocos restos carbonosos. Nula efervescencia frente al HCl. Pocas manchas, pequeñas, indistintas, de límite neto, distribuidas en el contacto con los elementos gruesos. Color en seco: pardo pálido; color en húmedo: marrón.



Características físico-químicas:

Horizonte	A _h	B _{w2}	B _w	BC
Profundidad (cm)	30	60	97	125
Color Munsell, en seco	10 YR 5/4	10 YR 6/4	10 YR 6/4	10 YR 6/4
Color Munsell, en húmedo	10 YR 3/3	10 YR 4/4	10 YR 4/4	10 YR 4/4
Densidad aparente (Mg m ⁻³)	1,17	1,48	1,49	1,61
Densidad real (Mg m ⁻³)	2,45	2,60	2,50	2,60
Porosidad (% v/v)	52,2	43,1	40,4	38,1
Humedad 33 kPa (% p/p)	18	18	18	20
Humedad 1500 kPa (% p/p)	8	8	8	9
Agua útil (% p/p)	10	10	10	11
Agua útil (mm)	30,4	35,6	53,1	47,5
Estabilidad estructural (% p/p)	70,1	12,5	11,8	14,8
Elementos gruesos (% p/p)	13,3	19,9	3,7	4,3
Arena gruesa (%)	5,4	4,7	5,0	6,7
Arena fina (%)	50,4	47,9	48,0	43,4
Limo (%)	27,2	28,8	27,8	29,5
Arcilla (%)	17,0	18,6	19,3	20,4
Clase textural (USDA)	F-Arenosa	F-Arenosa	F-Arenosa	Franca
pH (1:2,5) en agua	7,4	7,9	7,9	7,9
pH (1:2,5) en KCl	6,4	6,7	7,1	7,3
Carbonatos (%)	0	0	0	0
C orgánico (%)	1,51	0,58	0,52	0,51
Materia orgánica (%)	2,6	1,0	0,9	0,9
Nitrógeno total (%)	0,26	0,12	0,11	0,11
Relación C/N	5,8	4,8	4,7	4,7
C.I.C. (cmol kg ⁻¹)	8,7	7,6	7,4	8,2
Ca int. (cmol kg ⁻¹)	7,70	7,16	7,00	7,34
Mg int. (cmol kg ⁻¹)	0,58	0,29	0,25	0,36
Na int. (cmol kg ⁻¹)	0,03	0,02	0,02	0,03
K int. (cmol kg ⁻¹)	0,20	0,13	0,15	0,15
Saturación de bases (%)	97,8	100	100	100
P Olsen (mg kg ⁻¹)	4	3	3	2
Fe (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	52,2	10,6		
Mn (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	27,7	19,1		
Cu (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	0,56	0,30		
Zn (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	1,52	0,70		
C.E. 1:5 (dS m ⁻¹)	0,09	0,04	0,04	0,04

Clasificación propuesta (FAO, 1998): Cambisol areni-eútrico

Otras taxonomías:

FAO (1990): Cambisol eútrico

STS (1998): Dystric Eutrudept, franco fino, mezclado (no ácido), mésico, semiactivo.

AFES (1995): Calcisol franco-arenoso, de coluvio de depósitos morrénicos, páquico, abancalado, de pasto.

Tipo de humus (AFES, 1995): Agrimull cálcico, saturado, neutro, de pasto.

Otras características: Capacidad de retención de agua disponible, en mm/1,5 m: 208,9. Erosionabilidad K (USLE), en Mg h/MJ mm = 0,021. Infiltración final= 160 mm/h.



Anejo III. Descripción y caracterización de los suelos de Fragen: Parcela de prado Extensivo.

PERFIL 31

Situación: 30 T YN 735510/4722075 Altitud: 1.040 msnm. Topónimo: Campo Retuño.

Geomorfología: grada estructural del *flysch* con coluvio de origen morrénico; con pendiente del 2%. Orientación sur.

Material original: coluvio.

Vegetación: prado de siega. As. *Rhynantho mediterranei-Trisetum flavescens*.

Especies dominantes: *Arrhenatherum elatius*, *Trisetum flavescens*, *Trifolium repens*, *Trifolium pratense*, *Dactylis glomerata*.

Uso del territorio: ganadero. Tecnología: adición ocasional de fertilizantes minerales Aterrazado.

Otros: parcela Ecomont (prado bajo manejo extensivo).

Descripción de los horizontes del perfil edáfico:

Ap (0-35 cm)

Fuerte desarrollo estructural, de forma migajosa, de tamaño mediano y fino. Abundante materia orgánica. Abundantes raíces, finas y muy finas, vivas. Pocos elementos gruesos, de distribución irregular, de forma redondeada tabular y subredondeada plana, alterados, de tamaño de grava media a gravilla; algunos elementos gruesos de naturaleza caliza. Nula efervescencia al HCl de la matriz. Poca actividad biológica (galerías de lombrícidos) y fúngica (micelios). Presencia de restos de carbón, escasos. Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: pardo amarillento oscuro. Transición difusa. Epipedión móllico.

Bw (35-75 cm)

Estructura moderada, mediana, en bloques subangulares finos. Moderado contenido en materia orgánica. Raíces finas y medianas, frecuentes, vivas. Muy escasos elementos gruesos, muy alterados, de distribución irregular, de forma redondeada esferoidal y tamaño de gravilla. Presencia de restos de carbón, escasos. Nula efervescencia frente al HCl. Color en seco: pardo pálido; color en húmedo: marrón. Transición brusca, límite plano. Epipedión cámbico.

Ab (>120 cm)

Moderado grado de desarrollo estructural, en bloques subangulares, de tamaño medio. Moderado contenido en materia orgánica. Pocas raíces, finas. Pocos elementos gruesos, subangulares-planos, tamaño de gravilla. Presencia de pequeños nódulos (gravilla o grava fina), aparentemente de hierro, también observadas en la propia litología. Abundantes restos carbonosos. Nula efervescencia frente al HCl. Transición gradual. Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: marrón.



Características físico-químicas:

Horizonte	Ap	Bw	Ab
Profundidad (cm)	35	75	120
Color Munsell, en seco	10YR 5/3	10YR 6/3	10YR 5/4
Color Munsell, en húmedo	10YR 4/3	10YR 4/4	10YR 4/4
Densidad aparente (Mg m^{-3})	1,17	1,42	1,50
Densidad real (Mg m^{-3})	2,63	2,70	2,78
Porosidad (% v/v)	55,5	47,4	46,0
Humedad 33 kPa (% p/p)	23	23	25
Humedad 1500 kPa (% p/p)	11	12	13
Agua útil (% p/p)	12	11	12
Agua útil (mm)	46,2	60,4	78,5
Estabilidad estructural (%)	63,1	11,4	12,2
Elementos gruesos (% p/p)	6,0	3,4	3,1
Arena gruesa (%)	5,1	4,8	3,2
Arena fina (%)	32,3	26,4	23,8
Limo (%)	42,3	39,6	48,0
Arcilla (%)	20,3	29,2	25,0
Clase textural (USDA)	Franca	F-Arcillosa	Franca
pH (1:2,5) en agua	6,9	7,7	7,8
pH (1:2,5) en KCl	6,5	6,8	6,6
Carbonatos (%)	0	0	0
C orgánico (%)	2,12	0,71	0,79
Materia orgánica (%)	3,66	1,22	1,38
Nitrogeno total (%)	0,295	0,12	0,16
Relación C/N	7,2	6,0	5,0
C.I.C. (cmol kg^{-1})	11,8	11,4	12,8
Ca int. (cmol kg^{-1})	11,3	10,9	12,3
Mg int. (cmol kg^{-1})	0,30	0,32	0,32
Na int. (cmol kg^{-1})	0,01	0,01	0,01
K int. (cmol kg^{-1})	0,18	0,15	0,17
Saturación de bases (%)	100	100	100
P Olsen (mg kg^{-1})	3	3	3
Fe (mg kg^{-1}) DTPA extr.	42,3	8,8	
Mn (mg kg^{-1}) DTPA extr.	29,9	13,5	
Cu (mg kg^{-1}) DTPA extr.	1,04	0,64	
Zn (mg kg^{-1}) DTPA extr.	1,34	1,02	
C.E. 1:5 (dS m^{-1})	0,07	0,05	0,07

Clasificación propuesta (FAO, 1998): Phaeozem síltico

Otras taxonomías:

FAO (1990): Phaeozem háplico

STS (1998): Fluventic Hapludoll, limoso fino, mezclado (no ácido), mésico, activo.

AFES (1995): Calcisol clinohúmico, franco, de *tills* sobre grada estructural del Flysch, páquico.

Tipo de humus (AFES, 1995): Agrimull cálcico, saturado, neutro, de prado.

Otras características: Agua útil o Capacidad de retención de agua disponible, en mm/1,5 m: 237,4. Erosionabilidad K (USLE), en $\text{Mg h/MJ mm} = 0,031$. Velocidad de infiltración final: 146 mm/h.



Anejo IV. Descripción y caracterización de los suelos de Fragen: Parcela de pasto abandonado.

PERFIL 32

Situación: 30 T YN 735515/4721950 Altitud: 980 msnm. Topónimo: Campo Broto.

Geomorfología: vertiente baja, con una inclinación local del 3 %, por abancalado. General superior al 25 %.

Material original: calizas y margas, *facies flysch*. Serie turbidítica tipo Sierra Bolavé-Mondiciero.

Vegetación: espinar. As. *Buxo-Rubetum ulmifolii*.

Especies: *Prunus spinosa*, *Rosa* sp., *Rubus ulmifolius*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Genista scorpius*.

Uso del territorio: ganadero abandonado. Tecnología: abancalado.

Otros: parcela Ecomont (pasto abandonado). Abundantes elementos gruesos de naturaleza caliza.

Descripción de los horizontes del perfil edáfico:

O (9-0 cm)

Hojarasca inalterada (2 cm) y alterada (7 cm).

Ah (0-20 cm)

Fuerte desarrollo estructural, de forma subangular. Abundante materia orgánica. Abundantes raíces. Abundantes elementos gruesos, de distribución irregular y orientación mayoritaria de forma horizontal, tamaño de grava gruesa. Baja efervescencia al HCl de la matriz. Presencia de actividad biológica (hormigueros, micelios). Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: pardo oscuro. Límite neto. Epipedión móllico.

Bw (20-60 cm)

Fuerte desarrollo estructural, de forma subangular. Moderado contenido en materia orgánica. Abundantes raíces. Escasa presencia de pseudomicelios de CaCO₃. Abundantes elementos gruesos, de distribución irregular y orientación horizontal, de forma plana y con un tamaño de grava gruesa. Moderada efervescencia al HCl. Presencia de actividad biológica y antrópica (carbón). Color en seco: pardo amarillento oscuro; color en húmedo: Marrón. Límite difuso. Epipedión cámbico.

BC (60-100 cm)

Débil desarrollo estructural, de forma subangular. Moderado contenido en materia orgánica. Alta compacidad. Moderada efervescencia al HCl. Color en seco: pardo pálido; color en húmedo: marrón. Límite difuso.

C (>125 cm)

Débil desarrollo estructural. Moderado contenido en materia orgánica. Alta compacidad. Moderada efervescencia al HCl. Color en seco: pardo pálido; color en húmedo: pardo amarillento oscuro.



Características físico-químicas:

Horizonte	Ah	Bw	BC	C
Profundidad (cm)	20	60	100	125
Color Munsell, en seco	10 YR4,5/3	10 YR5,5/3	10 YR 6/3	10 YR 6/3
Color Munsell, en húmedo	10 YR 3/3	10 YR 4/4	10 YR 4/4	10 YR 5/3
Densidad aparente (Mg m ⁻³)	0,98	1,70	1,68	1,71
Densidad real (Mg m ⁻³)	2,76	2,83	2,62	2,63
Porosidad (% v/v)	64,5	39,9	35,9	35,0
Humedad 33 kPa (% p/p)	35,7	18,0	18,7	20,1
Humedad 1500 kPa (% p/p)	18,2	10,2	11,4	11,4
Agua útil (% p/p)	17,5	7,8	7,3	8,6
Agua útil (mm)	17,5	7,8	7,3	8,6
Estabilidad estructural (%)	70,1	51,2	3,1	10,5
Elementos gruesos (% p/p)	31,5	41,4	24,7	18,0
Arena gruesa (%)	1,6	2,2	2,9	3,7
Arena fina (%)	26,3	25,9	22,5	22,4
Limo (%)	43,5	45,2	47,3	46,7
Arcilla (%)	28,7	26,6	27,2	27,2
Clase textural (USDA)	F-Arcillosa	Franca	F-Arcillosa	F-Arcillosa
pH (1:2,5) en agua	7,9	8,5	8,5	8,5
pH (1:2,5) en KCl	7,1	7,6	7,7	7,7
Carbonatos (%)	3,0	6,1	8,6	9,3
C orgánico (%)	3,52	0,81	0,75	0,73
Materia orgánica (%)	6,07	1,38	1,29	1,26
Nitrógeno total (%)	0,456	0,166	0,169	0,160
Relación C/N	7,7	4,9	4,4	4,5
C.I.C. (cmol kg ⁻¹)	18,0	7,8	7,3	7,4
Ca int. (cmol kg ⁻¹)	16,54	6,88	6,33	6,34
Mg int. (cmol kg ⁻¹)	1,06	0,71	0,76	0,83
Na int. (cmol kg ⁻¹)	0,03	0,01	0,01	0,02
K int. (cmol kg ⁻¹)	0,37	0,20	0,20	0,21
Saturación de bases (%)	100	100	100	100
P Olsen (mg kg ⁻¹)	7,7	1,8	1,5	1,1
Fe (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	24,2	4,6		
Mn (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	14,4	9,4		
Cu (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	0,56	0,50		
Zn (mg kg ⁻¹) DTPA extr.	1,74	0,88		

Clasificación propuesta (FAO, 1998): Phaeozem calcárico (sáltico, epiesquelético)

Otras taxonomías:

FAO (1990): Phaeozem calcárico

STS (1998): Entic Hapludoll, esquelético franco sobre franco fino, mezclado (calcáreo), mésico, semiactivo.

AFES (1995): Calcosol clinohúmico, humífero, franco-arcilloso, de *flysch*, pedregoso, abancalado.

Tipo de humus (AFES, 1995): Oligomull carbonatado, básico, de endrinar.

Otras características: Agua útil o Capacidad de retención de agua disponible, en mm/1,5 m: 152,2. Erosionabilidad K (USLE), en Mg h/MJ mm = 0,021. Velocidad de infiltración final= 264 mm/h.



Anejo V. Clasificación de las especies vegetales de estudio.



Quercus cerrioides Willk. & Costa

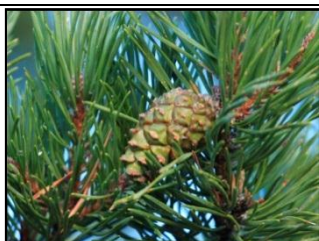
Familia: *Fagaceae*

Nombre común: Quejigo

Preferencia edáfica: Basófila

Forma biológica: Macrofanerófito caducifolio

Corología: Endemismo de la Península Ibérica



Pinus sylvestris L.

Familia: *Pinaceae*

Nombre común: Pino rojo

Preferencia edáfica: Indiferente

Forma biológica: Macrofanerófito perennifolio

Corología: Eurosiberiana, Plurirregional



Lolium perenne L.

Familia: *Poaceae*

Nombre común: Raigrás

Preferencia edáfica: indiferente

Forma biológica: Hemicriptófito

Corología: Plurirregional



Dactylis glomerata L. glomerata

Familia: *Poaceae*

Nombre común: Dactilo

Preferencia edáfica: indiferente con influencia nitrófila

Forma biológica: Hemicriptófito cespitoso

Corología: Subcosmopolital



Lotus corniculatus L.

Familia: *Fabaceae*

Nombre común: Cuernecillos

Preferencia edáfica: indiferente

Forma biológica: Hemicriptófito escaposo

Corología: Plurirregional



Trifolium repens L.

Familia: *Fabaceae*

Nombre común: Trébol

Preferencia edáfica: indiferente

Forma biológica: Hemicriptófito cespitoso

Corología: Subcosmopolita



Anejo VI. Esquema del diseño experimental del estudio.

PARCELA PASTO EN USO												
Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 9	Mes 12
P.1/1	P.1/3	P.1/6	P.1/12	Q.1/1	Q.1/3	Q.1/6	Q.1/12	H.1/1	H.1/3	H.1/6	H.1/9	H.1/12
P.2/1	P.2/3	P.2/6	P.2/12	Q.2/1	Q.2/3	Q.2/6	Q.2/12	H.2/1	H.2/3	H.2/6	H.2/9	H.2/12
P.3/1	P.3/3	P.3/6	P.3/12	Q.3/1	Q.3/3	Q.3/6	Q.3/12	H.3/1	H.3/3	H.3/6	H.3/9	H.3/12
P.4/1	P.4/3	P.4/6	P.4/12	Q.4/1	Q.4/3	Q.4/6	Q.4/12	H.4/1	H.4/3	H.4/6	H.4/9	H.4/12
P.5/1	P.5/3	P.5/6	P.5/12	Q.5/1	Q.5/3	Q.5/6	Q.5/12	H.5/1	H.5/3	H.5/6	H.5/9	H.5/12
P.6/1	P.6/3	P.6/6	P.6/12	Q.6/1	Q.6/3	Q.6/6	Q.6/12	H.6/1	H.6/3	H.6/6	H.6/9	H.6/12
P.7/1	P.7/3	P.7/6	P.7/12	Q.7/1	Q.7/3	Q.7/6	Q.7/12	H.7/1	H.7/3	H.7/6	H.7/9	H.7/12
P.8/1	P.8/3	P.8/6	P.8/12	Q.8/1	Q.8/3	Q.8/6	Q.8/12	H.8/1	H.8/3	H.8/6	H.8/9	H.8/12
P.9/1	P.9/3	P.9/6	P.9/12	Q.9/1	Q.9/3	Q.9/6	Q.9/12	H.9/1	H.9/3	H.9/6	H.9/9	H.9/12
P.10/1	P.10/3	P.10/6	P.10/12	Q.10/1	Q.10/3	Q.10/6	Q.10/12	H.10/1	H.10/3	H.10/6	H.10/9	H.10/12

PARCELA PRADO EXTENSIVO												
Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 9	Mes 12
P.1/1	P.1/3	P.1/6	P.1/12	Q.1/1	Q.1/3	Q.1/6	Q.1/12	H.1/1	H.1/3	H.1/6	H.1/9	H.1/12
P.2/1	P.2/3	P.2/6	P.2/12	Q.2/1	Q.2/3	Q.2/6	Q.2/12	H.2/1	H.2/3	H.2/6	H.2/9	H.2/12
P.3/1	P.3/3	P.3/6	P.3/12	Q.3/1	Q.3/3	Q.3/6	Q.3/12	H.3/1	H.3/3	H.3/6	H.3/9	H.3/12
P.4/1	P.4/3	P.4/6	P.4/12	Q.4/1	Q.4/3	Q.4/6	Q.4/12	H.4/1	H.4/3	H.4/6	H.4/9	H.4/12
P.5/1	P.5/3	P.5/6	P.5/12	Q.5/1	Q.5/3	Q.5/6	Q.5/12	H.5/1	H.5/3	H.5/6	H.5/9	H.5/12
P.6/1	P.6/3	P.6/6	P.6/12	Q.6/1	Q.6/3	Q.6/6	Q.6/12	H.6/1	H.6/3	H.6/6	H.6/9	H.6/12
P.7/1	P.7/3	P.7/6	P.7/12	Q.7/1	Q.7/3	Q.7/6	Q.7/12	H.7/1	H.7/3	H.7/6	H.7/9	H.7/12
P.8/1	P.8/3	P.8/6	P.8/12	Q.8/1	Q.8/3	Q.8/6	Q.8/12	H.8/1	H.8/3	H.8/6	H.8/9	H.8/12
P.9/1	P.9/3	P.9/6	P.9/12	Q.9/1	Q.9/3	Q.9/6	Q.9/12	H.9/1	H.9/3	H.9/6	H.9/9	H.9/12
P.10/1	P.10/3	P.10/6	P.10/12	Q.10/1	Q.10/3	Q.10/6	Q.10/12	H.10/1	H.10/3	H.10/6	H.10/9	H.10/12

PARCELA PRADO INTENSIVO												
Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 9	Mes 12
P.1/1	P.1/3	P.1/6	P.1/12	Q.1/1	Q.1/3	Q.1/6	Q.1/12	H.1/1	H.1/3	H.1/6	H.1/9	H.1/12
P.2/1	P.2/3	P.2/6	P.2/12	Q.2/1	Q.2/3	Q.2/6	Q.2/12	H.2/1	H.2/3	H.2/6	H.2/9	H.2/12
P.3/1	P.3/3	P.3/6	P.3/12	Q.3/1	Q.3/3	Q.3/6	Q.3/12	H.3/1	H.3/3	H.3/6	H.3/9	H.3/12
P.4/1	P.4/3	P.4/6	P.4/12	Q.4/1	Q.4/3	Q.4/6	Q.4/12	H.4/1	H.4/3	H.4/6	H.4/9	H.4/12
P.5/1	P.5/3	P.5/6	P.5/12	Q.5/1	Q.5/3	Q.5/6	Q.5/12	H.5/1	H.5/3	H.5/6	H.5/9	H.5/12
P.6/1	P.6/3	P.6/6	P.6/12	Q.6/1	Q.6/3	Q.6/6	Q.6/12	H.6/1	H.6/3	H.6/6	H.6/9	H.6/12
P.7/1	P.7/3	P.7/6	P.7/12	Q.7/1	Q.7/3	Q.7/6	Q.7/12	H.7/1	H.7/3	H.7/6	H.7/9	H.7/12
P.8/1	P.8/3	P.8/6	P.8/12	Q.8/1	Q.8/3	Q.8/6	Q.8/12	H.8/1	H.8/3	H.8/6	H.8/9	H.8/12
P.9/1	P.9/3	P.9/6	P.9/12	Q.9/1	Q.9/3	Q.9/6	Q.9/12	H.9/1	H.9/3	H.9/6	H.9/9	H.9/12
P.10/1	P.10/3	P.10/6	P.10/12	Q.10/1	Q.10/3	Q.10/6	Q.10/12	H.10/1	H.10/3	H.10/6	H.10/9	H.10/12

PARCELA PASTO ABANDONADO												
Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 12	Mes 1	Mes 3	Mes 6	Mes 9	Mes 12
P.1/1	P.1/3	P.1/6	P.1/12	Q.1/1	Q.1/3	Q.1/6	Q.1/12	H.1/1	H.1/3	H.1/6	H.1/9	H.1/12
P.2/1	P.2/3	P.2/6	P.2/12	Q.2/1	Q.2/3	Q.2/6	Q.2/12	H.2/1	H.2/3	H.2/6	H.2/9	H.2/12
P.3/1	P.3/3	P.3/6	P.3/12	Q.3/1	Q.3/3	Q.3/6	Q.3/12	H.3/1	H.3/3	H.3/6	H.3/9	H.3/12
P.4/1	P.4/3	P.4/6	P.4/12	Q.4/1	Q.4/3	Q.4/6	Q.4/12	H.4/1	H.4/3	H.4/6	H.4/9	H.4/12
P.5/1	P.5/3	P.5/6	P.5/12	Q.5/1	Q.5/3	Q.5/6	Q.5/12	H.5/1	H.5/3	H.5/6	H.5/9	H.5/12
P.6/1	P.6/3	P.6/6	P.6/12	Q.6/1	Q.6/3	Q.6/6	Q.6/12	H.6/1	H.6/3	H.6/6	H.6/9	H.6/12
P.7/1	P.7/3	P.7/6	P.7/12	Q.7/1	Q.7/3	Q.7/6	Q.7/12	H.7/1	H.7/3	H.7/6	H.7/9	H.7/12
P.8/1	P.8/3	P.8/6	P.8/12	Q.8/1	Q.8/3	Q.8/6	Q.8/12	H.8/1	H.8/3	H.8/6	H.8/9	H.8/12
P.9/1	P.9/3	P.9/6	P.9/12	Q.9/1	Q.9/3	Q.9/6	Q.9/12	H.9/1	H.9/3	H.9/6	H.9/9	H.9/12
P.10/1	P.10/3	P.10/6	P.10/12	Q.10/1	Q.10/3	Q.10/6	Q.10/12	H.10/1	H.10/3	H.10/6	H.10/9	H.10/12



Anejo VII. Comparación de las tasas de descomposición (k) de la hojarasca de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas en diferentes ecosistemas.

Tipo hojarasca	Localización	k (años ⁻¹)	Tiempo de exposición	Autor/es
<i>Acer rubrum</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Pinus resinosa</i>	Massachusetts, USA	0.71 0.40 0.32	3 años	Aber <i>et al.</i> , 1990
<i>Populus grandidentata</i> <i>Quercus rubra</i> <i>Quercus alba</i> <i>Pinus strobus</i>	Wisconsin, USA	0.52 0.34 0.42 0.36	3 años	
<i>Quercus canariensis</i> <i>Quercus suber</i>	Gibraltar, España Tiradera	0.22 0.19		
<i>Quercus canariensis</i> <i>Quercus suber</i>	Gibraltar, España La Saucedá	0.31 0.26		
<i>Populus nigra</i>	España	0.65-0.78		Aranda <i>et al.</i> , 1990
<i>Juniperus occidentalis</i> <i>ssp. occidentalis</i>	Oregon, USA	0.154	1 año	Bates <i>et al.</i> , 2007
<i>Pinus sylvestris</i> <i>Pinus strobus</i> <i>Quercus alba</i> <i>Quercus borealis</i> <i>Betula pubescens</i>	Jädraås, Suecia	0.297 0.344 0.416 0.386 0.352		Berg <i>et al.</i> , 1984
<i>Pinus sylvestris</i>	Jädraås, Suecia	0.297	5.5 años	
<i>Pinus sylvestris</i> (Green) <i>Pinus sylvestris</i> (Brown) <i>Pinus pinea</i> <i>Pinus contorta</i> <i>Populus tremula</i> (Green) <i>Betula Pubescens</i> <i>Populus tremula brown</i>	Monte Taburno, Italia	0.424 0.300 0.254 0.207 0.435 0.407 0.419		Berg <i>et al.</i> , 2003
<i>Pinus sylvestris</i> (Green) <i>Pinus sylvestris</i> (Brown) <i>Pinus pinea</i> <i>Pinus contorta</i> <i>Populus tremula</i> (Green) <i>Betula Pubescens</i> <i>Populus tremula brown</i>	Jädraås, Suecia	0.480 0.434 0.336 0.296 0.659 0.622 0.600		
<i>Artemisia tridentata</i>	Nevada, USA	0.69	1 año	Comander y Staffeldt
<i>Chondrosium simplex</i> <i>Aristida asplundii</i> <i>Stipa ichu</i> <i>Festuca dolichophylla</i>	Patacamaya, Bolivia	0.71 0.47 0.27 0.3	1 año	Coûteaux <i>et al.</i> , 2006
<i>Pinus laricio</i> <i>Pinus pinea</i> <i>Pinus sylvestris</i>	Calabria, Sur de Italia	0.22 0.26 0.22	2 años	Fioretto <i>et al.</i> , 1998



<i>Halimium halimifolium</i>	Reserva Biológica	0.16	2 años	Gallardo y Merino 1993
<i>Cistus libanotis</i>	Doñana, España	0.14		
<i>Quercus suber</i>		0.18		
<i>Quercus coccifera</i>		0.22		
<i>Quercus canariensis</i>		0.33		
<i>Quercus pyrenaica</i>		0.34		
<i>Quercus lusitánica</i>		0.17		
<i>Salix atrocinerea</i>		0.18		
<i>Fagus angustifolia</i>		0.44		
<i>Halimium halimifolium</i>	Monte La Saucedá,	0.46	2 años	
<i>Cistus libanotis</i>	España	0.34		
<i>Quercus suber</i>		0.40		
<i>Quercus coccifera</i>		0.50		
<i>Quercus canariensis</i>		0.62		
<i>Quercus pyrenaica</i>		0.35		
<i>Quercus lusitánica</i>		0.37		
<i>Salix atrocinerea</i>		1.07		
<i>Fagus angustifolia</i>				
<i>Cytisus purgans</i>	Sª Guadarrama,	0.613		García Ibáñez 2001
<i>Cytisus scoparius</i>	Madrid España	0.641		
<i>Adenocarpus</i>		0.691		
<i>hispanicus</i>		1.035		
<i>Genista florida</i>		0.875		
<i>Genista cinerea</i>		0.532		
<i>Cistus laurifolius</i>				
<i>Fagus sylvatica</i>	Villacartier Francia	0.31		Gloaguen y Touffet, 1980
	Océánico templado			
<i>Pinus ponderosa</i>	California, USA	0.07-0.19	2 años	Hart et al., 1992
<i>Quercus rotundifolia</i>	Zamora, España	0.61	1 año	Hernández et al., 1992
<i>Pinus ponderosa</i>	Arizona, USA	0.17-0.37	2.8 años	Klemmedson et al., 1985
<i>Quercus alba</i>	Illinois	0.294	1.5 años	Kuperman, 1999
	Indiana	0.480		
	Ohio	0.720		
<i>Fagus sylvatica</i>	Fontainebleau,	0.52		Lemée y Bichant
	Francia	0.43		
		0.23		
<i>Pinus koraiensis</i>	Fusong, China	0.296	1 año	Li, 2007
<i>Quercus mongolica</i>		0.379		
<i>Populus davidiana</i>		0.519		
<i>Betula platyphylla</i>		0.462		
<i>Juglans madshurica</i>		0.796		
<i>Fraxinus madshurica</i>		0.870		
<i>Acer mono</i>		0.613		
<i>Tilia amurensis</i>		0.761		
<i>Ulmus pronpinqua</i>		0.393		
<i>Populus tremuloides</i>	Alberta, Canada	0.11 - 0.48	1.4-6.3 años	Louiser y Parkinson, 1976
<i>Fagus sylvatica</i>	Salamanca, España	0.38	1 año	Martin et al., 1993
		0.32		
		0.36		



<i>Adenocarpus decorticans</i>	Almería, España	0.824 0.602	1 año 2 años	Moro y Domingo, 1996
<i>Pinus pinaster</i> <i>Pinus nigra</i> <i>Cistus laurifolius</i> <i>Adenocarpus decorticans</i>	Almería, España	0.130 0.164 0.318 0.829	2 años	Moro y Domingo, 2000
<i>Artemisia tridentata</i>	Washington, USA	0.60	2 años	Murray, 1975
Mezcla de tréboles (<i>Trifolium angustifolium</i>, <i>T. arvense</i>, <i>T. cherleri</i> y <i>T. glomeratum</i>) Mezcla de gramíneas (<i>Bromus madritensis</i> y <i>B. tectorum</i>) <i>Lygos sphaerocarpa</i>	NE de Madrid España	0.45 0.34 0.55	1 año	Oliver et al., 2002
<i>Fagus sylvatica</i> <i>Quercus pyrenaica</i>	Montejo de la Sierra Madrid, España	0.31-0.32 0.47-0.77	1.5 años	Pardo, 1997
<i>Castanea sativa</i>	Portugal	0.66 0.80 0.72	1 año	Patricio et al., 2012
<i>Pinus sylvestris</i>	Vall de Tosses Vall de Pi Los Pirineos, España	0.221 0.262 0.283 0.234	2 años	Pausas, 1997
<i>Alnus glutinosa</i> <i>Eucaliptus globulus</i> <i>Acacia longifolia</i> <i>Populus nigra</i>	Portugal	0.908 0.808 0.468 0.393	1 año	Pereira 1998
<i>Herbaceas graminoides</i>	Utrecht The Netherlands	0.40		Schaeffer 1998
<i>Pinus sylvestris</i>	Jädraås, Suecia	0.263	5 años	Staaf y Berg, 1982
<i>Fagus sylvatica</i>	Montseny	0.22		Terradas et al., 1984
<i>Quercus liaotungensis</i>	Dougling Mountain- (Templado semiárido)	0.215	1 año	Wang et al., 2003
<i>Quercus liaotungensis</i>	Shennongjia (Subtropical)	0.430	1 año	
<i>Quercus liaotungensis</i>	Zishnangbanna (Trópico monzónico)	1.116	1 año	
<i>Pinus contorta</i>	Wyoming, USA	0.12-0.35	2-7 años	Yavitt y Fahey, 1986